

**EVALUACIÓN DEL RIESGO A LA SALUD HUMANA ASOCIADO AL CONSUMO
DE PECES CONTAMINADOS POR METALES PESADOS EN EL EMBALSE DEL
GUÁJARO, ATLÁNTICO-COLOMBIA.**



ANDREA ORTEGA HERRERA

ANGIE PEÑA CORONADO

**UNIVERSIDAD DE LA COSTA, CUC
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL
BARRANQUILLA**

2020

**EVALUACIÓN DEL RIESGO A LA SALUD HUMANA ASOCIADO AL CONSUMO
DE PECES CONTAMINADOS POR METALES PESADOS EN EL EMBALSE DEL
GUÁJARO, ATLÁNTICO-COLOMBIA.**

ANDREA ORTEGA HERRERA

ANGIE PEÑA CORONADO

**Trabajo de grado presentado como requisito parcial para optar al título de
Ingeniero Ambiental**

Director: MSc. Fabio Fuentes Granado

Codirector: Mg. Ana Duarte González

**UNIVERSIDAD DE LA COSTA, CUC
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL
BARRANQUILLA**

2020

Nota de aceptación

Evaluador 1.

Evaluador 2.

Dedicatoria

A Dios, por darnos la fortaleza para llegar a este momento y llenarnos de sabiduría para no desfallecer durante el proceso.

A nuestros padres, por ser nuestros guías y apoyo.

A los profesores Fabio Fuentes y Ana Duarte quienes nos acompañaron y asesoraron durante todo este tiempo.

Andrea Ortega Herrera y Angie Peña Coronado.

Agradecimientos

Agradezco a Dios por regalarme la paciencia para culminar este proceso.

A mis familiares, quienes siempre estuvieron acompañándome para no desertar.

A mis tutores, quienes me formaron y me guiaron durante el proceso.

A mi compañera, amiga y colega Angie Peña, por ser un apoyo incondicional durante todo el proceso de formación universitaria.

Andrea Ortega Herrera.

Agradecimientos

A Dios, por permitirme sonreír ante todos mis logros que son resultado de su ayuda, por estar presente no solo en esta etapa importante de mi vida, sino en todo momento ofreciéndome su fortaleza y amor, y por llenarme de fuerzas para para no desfallecer en los momentos más difíciles de este proceso.

A mis padres, por ser los principales promotores de mis sueños y mi mayor motivación, por confiar y creer en mí, y por siempre desear lo mejor para mi vida.

A mi familia y amigos, por sus palabras de ánimo y fortaleza durante esta etapa.

A mi novio, por estar dispuesto a acompañarme durante las largas horas de trabajo, por ayudarme hasta donde le fue posible y por decirme que lo lograría.

A mi compañera de tesis y amiga, Andrea Ortega, por su apoyo y dedicación en todo el proceso, y por nunca desfallecer.

A mis profesores, Fabio y Ana, por su orientación y conocimientos.

Angie Peña Coronado

Resumen

Se evaluó las concentraciones de metales pesados (Hg, Pb, Zn y Cr) en el tejido muscular de algunas especies ícticas del embalse del Guájaro que se encuentra ubicado en el departamento del Atlántico, Colombia. Las especies evaluadas fueron: mojarra negra (*Oreochromis niloticus*), arenca (*Tryportheus magdalenae*), barbudo (*Pimelodus blochii*), doncella (*Ageneiosus cáucanus*), viejito (*Cypocharax magdalenae*), mojarra amarilla (*Caquetaia kraussi*), pacora (*Plagioscion magdalenae*) y tilapia (*Oreochromis spp*). Las muestras fueron analizadas por medio de espectrometría de absorción atómica. Las mayores concentraciones se presentaron en el siguiente orden: $Zn > Cr > Pb > Hg$, en las especies *Tryportheus magdalenae* ($14.2 \pm 1.482 \mu\text{g/g}$), *Tryportheus magdalenae* ($0.862 \pm 0.790 \mu\text{g/g}$), *Caquetaia kraussi* ($0.088 \pm 0.063 \mu\text{g/g}$) y *Plagioscion magdalenae* ($0.222 \pm 0.08 \mu\text{g/g}$), respectivamente. Por el contrario, las concentraciones más bajas presentaron el siguiente orden: $Pb < Hg < Cr < Zn$, en las especies *Plagioscion magdalenae* ($0.012 \pm 0.005 \mu\text{g/g}$), *Ageneiosus pardalis* ($0.12 \pm 0.05 \mu\text{g/g}$), *Oreochromis spp.* ($0.413 \pm 0.14 \mu\text{g/g}$) y *Pimelodus blochii* ($5 \pm 1.21 \mu\text{g/g}$), respectivamente. Así mismo, ninguna de las concentraciones excedió los límites permisibles establecidos por FAO, WHO, EC y NTC 1443. La estimación del riesgo potencial (RP) asociado al consumo de peces identificó que ninguna de las especies estudiadas en la presente investigación sobrepasó el valor de $RP < 1$, no obstante, el cromo fue el metal que mostró el riesgo potencial más alto para la población, con un valor de 0.87. Con base a los resultados obtenidos, se recomienda establecer medidas para controlar el consumo de las especies y disminuir la exposición a los metales, teniendo en cuenta que la bioacumulación de los mismos a lo largo del tiempo ocasionaría problemas de salud pública a la comunidad del embalse del Guájaro.

Palabras clave: metales pesados, riesgo potencial, salud humana, embalse del Guájaro

Abstract

The concentrations of heavy metals (Hg, Pb, Zn and Cr) in the muscle tissue of some fish species of the Guájaro reservoir located in the department of Atlántico, Colombia were evaluated. The evaluated species were: mojarra negra (*Oreochromis niloticus*), arenca (*Tryportheus magdalenae*), barbudo (*Pimelodus blochii*), doncella (*Ageneiosus cáucanus*), viejito (*Cypocharax magdalenae*), mojarra amarilla (*Caquetaia kraussi*), pacora (*Plagioscion magdalenae*) and tilapia (*Oreochromis spp*). The samples were analyzed by atomic absorption spectrometry. The highest concentrations were presented in the following order: Zn > Cr > Pb > Hg, in the species *Tryportheus magdalenae* ($14.2 \pm 1.482 \mu\text{g} / \text{g}$), *Tryportheus magdalenae* ($0.862 \pm 0.790 \mu\text{g} / \text{g}$), *Caquetaia krausii* ($0.088 \pm 0.063 \mu\text{g} / \text{g}$) and *Plagioscion magdalenae* ($0.222 \pm 0.08 \mu\text{g} / \text{g}$), respectively. To the contrary, the lowest concentrations presented the following order: Pb < Hg < Cr < Zn, in the species *Plagioscion magdalenae* ($0.012 \pm 0.005 \mu\text{g} / \text{g}$), *Ageneiosus pardalis* ($0.12 \pm 0.05 \mu\text{g} / \text{g}$), *Oreochromis spp.* ($0.413 \pm 0.14 \mu\text{g} / \text{g}$) and *Pimelodus blochii* ($5 \pm 1.21 \mu\text{g} / \text{g}$), respectively. Likewise, none of the concentrations exceeded the permissible limits established by FAO, WHO, EC and NTC 1443. The estimation of the potential risk (PR) associated with fish consumption identified that none of the species studied in the present investigation exceeded the PR value <1, however, chromium was the metal that showed the highest potential risk for the population, with a value of 0.87. Based on the results obtained, it is recommended to establish measures to control the consumption of the species and reduce exposure to metals, taking into account that their bioaccumulation over time would cause public health problems to the community of the Guajaro reservoir.

Keywords: heavy metals, potential risk, human health, Guajaro reservoir

Tabla de contenido

| | |
|--|----|
| Lista de tablas y figuras..... | 10 |
| Introducción..... | 12 |
| 1. Planteamiento del problema..... | 17 |
| 2. Justificación..... | 20 |
| 3. Objetivos | 22 |
| 4. Marco teórico | 23 |
| 4.1 Marco conceptual..... | 23 |
| 4.2 Consecuencias generadas por metales pesados en los organismos..... | 26 |
| 4.3 Estado del arte..... | 31 |
| 4.4 Marco legal..... | 36 |
| 5. Metodología | 38 |
| 5.1 Área de estudio | 38 |
| 5.2 Recolección de muestras | 39 |
| 5.3 Análisis de metales | 40 |
| 5.4 Análisis estadísticos | 40 |
| 5.5 Evaluación del riesgo potencial a la salud humana | 41 |
| 5.6 Matriz de riesgo | 43 |
| 6. Resultados y análisis..... | 46 |
| 6.1 Características generales de las especies..... | 46 |
| 6.2 Concentración de metales pesados en tejido muscular | 49 |
| 6.3 Comparación de concentraciones encontradas en el músculo con otros estudios | 56 |
| 6.4 Riesgo potencial..... | 60 |
| 6.5 Enfermedades causadas por presencia de metales pesados..... | 62 |
| 6.6 Matriz de riesgo | 64 |
| 7. Conclusiones | 67 |
| Recomendaciones | 68 |
| Referencias | 69 |
| Anexos..... | 87 |

Lista de tablas y figuras

Tablas

| | |
|---|----|
| Tabla 1 Límite máximo permisible de metales pesados en los músculos de los peces (mg/kg) de acuerdo con las normas internacionales y nacionales | 37 |
| Tabla 2 Dosis de referencia oral en metales estudiados (RfD)..... | 42 |
| Tabla 3 Nombres de las especies analizadas en el presente estudio y sus hábitos tróficos (C: carnívoro, D: detritívoro, O: omnívoro)..... | 46 |
| Tabla 4 Concentraciones de mercurio, plomo, zinc y cromo presentes en el tejido muscular de especies estudiadas. Los resultados son expresados como M \pm S: promedio – desviación estándar y rango (mínimo-máximo) en μ g/g. | 52 |
| Tabla 5 Valores de la concentración de metales pesados (Hg, Pb, As, Zn, Cr) en el tejido muscular de las especies estudiadas comparados con otras investigaciones a nivel nacional e internacional. Los resultados son expresados como M: promedio o el rango. | 58 |
| Tabla 6 Estimación del riesgo potencial en la población del Embalse del Guájaro por consumo de peces contaminados por Hg, Pb, Zn y Cr [mg/kg]. | 61 |
| Tabla 7 Efectos en la salud por la presencia de metales pesados Hg, Pb, Zn y Cr [mg/kg] ... | 62 |
| Tabla 8 Matriz de riesgo e impactos en salud humana por presencia de los metales pesados estudiados | 64 |

Figuras

| | |
|---|----|
| Figura 1 Mapa configuración territorial de Colombia, el departamento del Atlántico y el Embalse del Guájaro. | 39 |
| Figura 2 Doncella (<i>Ageneiosus caucanus</i>). | 88 |
| Figura 3 Viejito (<i>Ciphocharax magdalenae</i>) | 88 |
| Figura 4 Arenca (<i>Tryportheus magdalenae</i>)..... | 89 |
| Figura 5 Mojarra negra (<i>Oreochromis niloticus</i>)..... | 89 |
| Figura 6 Mojarra amarilla (<i>Caquetaia krausii</i>) | 89 |
| Figura 7 Barbudo (<i>Pinelodus blochii</i>) | 90 |
| Figura 8 Pacora (<i>Plagioscion magdalenae</i>) | 90 |

Introducción

El desarrollo industrial ha traído una fuerte reactivación socioeconómica y mejoras en la calidad de vida de la población (Martynenko & Vershinina, 2018), sin embargo, provoca importantes modificaciones que ocasionan el desequilibrio de ecosistemas, problemas socio-ambientales y contaminación ambiental (Singh et al, 2010), siendo este último uno de los principales problemas a nivel mundial, debido a la pérdida de calidad del aire, del recurso hídrico y de los suelos (Chen et. al, 2013).

La contaminación del recurso hídrico y la estimación de la toxicidad potencial por el consumo de alimentos, especialmente el pescado, ha ido creciendo en las últimas décadas (Güven et. al., 2017; Neves et. al., 2015). La problemática ocasionada por metales pesados representa un riesgo en los medios acuáticos debido a su persistencia y escasa biodegradabilidad, bioacumulación y biomagnificación en la cadena alimentaria (Grigorakis et. al., 2017; Vendel et. al., 2017).

Además, se sabe que los peces son útiles bioindicadores de contaminantes en el medio acuático (Zaza et al., 2015). La biodisponibilidad y concentración del contaminante en el agua, la fisiología del organismo, la conducta alimentaria, los factores ambientales y el tiempo de exposición son los principales factores que controlan el grado de bioacumulación de contaminantes en los peces (Vendel et al., 2017). El aumento de dicha contaminación es generado por fuentes antropogénicas, debido a la falta de control y tratamiento de desechos sólidos, líquidos y gaseosos provenientes de actividades industriales y domesticas (Machado et. al., 2010; Zaza et. al., 2015), también se destacan actividades agrícolas y portuarias, la minería, transporte acuático y lixiviación de vertederos (Argumedo & Deluque, 2015), siendo estas un riesgo ambiental. De igual forma, la contaminación acuática por estos contaminantes es

originada también por fuentes naturales como la actividad volcánica y el desgaste geológico, como la erosión, debido a que los metales son componentes de la corteza terrestre, la actividad volcánica (Gupta et. al., 2009).

Los ejemplos de metales pesados presentes en el agua incluyen el mercurio (Hg), cadmio (Cd), arsénico (As), cromo (Cr), plomo (Pb), entre otros (Lucho et. al., 2005). Según Kadar et al (2001) hay un orden cíclico en la cadena de la contaminación, en donde interactúa: industria, atmósfera, tierra, agua, fitoplancton, zooplancton, peces y humanos, concluyendo que los metales son aprovechados en los organismos a través del ciclo de nutrientes, y en el cual los organismos fotosintetizadores son estimados como la primordial vía de acceso hacia los consumidores (Díaz, 2001). Por tanto, la ruta de exposición principal de los humanos a metales pesados es mediante la ingesta dietaria (Campo & Simanca, 2019), en especial por el consumo de peces con concentraciones elevadas que pueden repercutir en la salud humana debido a la toxicidad de estos contaminantes (Tokar et. al., 2015). Sin embargo, la manifestación de consecuencias adversas en los seres vivos no solo depende de la concentración, también es importante el tiempo de exposición y los factores bióticos y abióticos del medio (Castañé et. al., 2003).

El consumo de pescado ha aumentado en todo el mundo en las últimas cinco décadas, ya que el comercio pesquero representa una fuente importante de ingresos en divisas, además del importante papel del sector como generador de ingresos, fuente de empleo y proveedor de seguridad alimentaria y nutrición (Bogard et. al., 2015). Se estima que la producción mundial de pescado ha alcanzado unos 179 millones de toneladas en 2018, de los cuales 82 millones de toneladas, procedieron de la producción acuícola. Del total general, 156 millones de toneladas se

destinaron al consumo humano, lo que equivale a un suministro anual estimado de 20,5 kg per cápita (FAO, 2020).

La pesca y la acuicultura en Colombia representan dos importantes sectores de la producción de alimentos para consumo nacional y la exportación, el cual el consumo anual per cápita de productos de la pesca y la acuicultura para 2018 alcanzó los 6,19 kg/persona/año, sin embargo, durante la época de Semana Santa, la demanda se incrementa un 15% (AUNAP, 2019). El área de explotación de pescado en nuestro país se lleva a cabo a lo largo de las costas del Pacífico y del Atlántico, así como en las principales cuencas de los ríos Magdalena, Amazonas, Orinoco y Sinú, donde se captura el pescado para su consumo como alimento y para el mercado ornamental (Ministerio de agricultura, 2019). La contaminación química en la Región Caribe se ha presentado debido a los efluentes domésticos o industriales que son vertidos en las proximidades de la cuenca Magdalena y surgen desde ciudades como Cartagena y Barranquilla, Puerto Bolívar, Riohacha, Santa Marta, Tolú, Coveñas y Turbo (UNEP, 2006; INVEMAR, 2001).

De los embalses cálidos, el Guájaro es el principal reservorio hídrico del departamento del Atlántico, en cuanto a la presa de aguas dulces, debido a que allí existe una bien constituida actividad de pesca artesanal, además, es el cuerpo de agua más grande del Atlántico (CRA, 2014). Su importancia ecológica radica en una riqueza faunística propia de la zona presentando así una riqueza íctica de interés ecológico y comerciales tales como; bocachico (*Prochilodus magdalenae*), el blanquillo (*Sorubim cuspicaudus*) y el bagre rayado (*Pseudoplatistoma magdalenatum*), entre otras, y esto se debe en gran parte a su oferta hídrica y a la conexión directa que guarda el embalse con el canal del Dique (CRA, 2014). Sin embargo, no escapa de la problemática ambiental, la cual se asocia en mayor medida a componentes antrópicos como carga de aguas residuales, agroindustriales y de escorrentía superficial de terrenos agrícolas, que

son vertidas sin ningún tipo de tratamiento, lo que a su vez conlleva a la eutrofización que a largo plazo se vuelve degenerativa, causando una disminución drástica de la diversidad biótica (CRA, 2014). En este cuerpo de agua, se ha presentado alta contaminación propio de aguas servidas, residuos sólidos, descargas de actividad minera e industrial, lixiviados y fenómenos naturales (El Niño y La Niña) (CRA, 2014), problemas ambientales históricos no resueltos derivados de la deforestación, desecación de humedales, erosión y sedimentación, y una poca capacidad para sostener medidas de manejo y ordenamiento pesquero (DANE, 2011), por lo que la producción de peces difícilmente mantiene la producción para subsistencia local.

Por otro lado, en el Embalse se pasó de capturar y consumir especies ícticas en gran proporción tales como; bocachico (*Prochilodus magdalenae*), bagre rayado (*Pseudoplatystoma magdalenatum*), barbul (*Pimelodus blochii*), pacora (*Plagioscion magdalenae*), cucharo o blaquillo (*Sorubim cuspicaudus*), capaz (*Pimelodus grosskopfii*), vizcaina (*Curimata mivartii*), cuatro ojos (*Leporinus muyscorum*), coroncoro (*Pterogoplichthys undecimalis*), coroncoro-corrongo (*Panaque cochliodon*), moncholo (*Hoplias malabaricus*), doncella (*Ageneiosus caucanus*), arenca (*Tryportheus magdalenae*), mayupa (*Sternopygus aequilabiatus*), mojarra amarilla (*Caquetaia kraussi*) y la especie introducida de tilapia (*Oreochromis niloticus*), a consumir las últimas seis especies e incorporarlas a la dieta de la población con más frecuencia (Gobernación del Atlántico, 2016) y, lo que más preocupante, sin conocer el grado de acumulación de contaminantes que presentan estas especies como resultado de los procesos de contaminación de los ambientes en que éstos se desarrollan, situación que amerita una mayor atención debido a que el Embalse aún es una gran fuente de recursos pesqueros.

Por consiguiente, los pocos estudios realizados en el embalse del Guájaro sobre cómo las prácticas antropogénicas están generando un riesgo ambiental para la vida acuática y humana,

conlleva a que la presente investigación tenga como intención evaluar las concentraciones por metales pesados mercurio, plomo, zinc y cromo en especies ícticas del Embalse, estimando el riesgo potencial al que se encuentran expuestas las personas por el consumo de dichos peces y generar una línea base sobre el grado de contaminación que poseen estas especies, con el objetivo de implementar medidas de tipo preventivo y de control.

1. Planteamiento del problema

La contaminación ambiental por metales pesados (MP) en ambientes acuáticos es un tema de gran relevancia ecológica, el cual puede ser de origen natural y antropogénica. Sin embargo, el mayor incremento de la contaminación por MP en los ecosistemas acuáticos es generado por fuentes antropogénicas (Covarrubias & Peña, 2017). Entre las fuentes antropogénicas se destacan el rápido desarrollo industrial, la minería, las actividades agrícolas y portuarias, el transporte acuático y la lixiviación de vertederos (Satheeshkumar & Kumar, 2011). Las fuentes naturales de la contaminación incluyen procesos como el desgaste geológico, debido a que los metales son componentes de la corteza terrestre (Gupta, et al., 2009).

La contaminación por MP es una preocupación urgente en los ecosistemas acuáticos debido a la persistencia, la bioacumulación, el potencial de toxicidad de estos elementos, biomagnificación y no biodegradabilidad en las cadenas tróficas (Huang et al., 2020). En este sentido, hay que mencionar que los MP suelen ser tóxicos en bajas y altas concentraciones, y pueden generar efectos adversos sobre la salud de todos los organismos, especialmente daños genéticos y diferentes enfermedades (Alquezar et al., 2020), entre estas se destacan; fallas renales, osteomalacia en humanos y animales, inhibición de la síntesis de hemoglobina, enfermedad de Minamata, anemia, cáncer, entre otras (Sharma, 2015; Londoño et al., 2016; Covarrubias & Peña, 2017; Chun-Chieh et al., 2017); estos efectos se deben a que los MP son sustancias con una gran estabilidad química ante los procesos de biodegradación, por lo que los seres vivos son incapaces de metabolizarlo generándose una contaminación por bioacumulación y un efecto multiplicador en la concentración del contaminante en la cadena trófica (Mancera & Álvarez, 2006). Cabe aclarar que el potencial de toxicidad se usa para monitorear el impacto de los metales en los ecosistemas, además sirve para establecer el área de riesgo por la deficiencia o

exceso del contaminante en las áreas de alimentación para los organismos que habitan en un ecosistema (Siegel, 2002; Saenz, 2017; Leyssens, et al., 2017, Shin, et al., 2019).

El embalse del Guájaro es el mayor cuerpo de agua del departamento del Atlántico, sin embargo, no está exento a la contaminación que padecen muchos humedales tanto a nivel internacional como nacional (Ahmad et al., 2010., Zohra & Habib, 2016., Cadavid, et al., 2019), en el se ha reportado concentraciones de metales pesados (Zn, Pb, Hg) en agua y sedimentos (Torres et al., 2018). Las malas prácticas agrícolas, como el uso inapropiado de plaguicidas y fertilizantes por parte de habitantes aledaños al embalse del Guájaro y el vertimiento de sus agua residuales, también repercuten con la contaminación de este cuerpo de agua (Ariza & Avendaño, 2017). Otro factor que influye en la problemática que padece el embalse es su alto contenido de sedimentos, aportados en gran parte por el Canal del Dique (Oyaga, 2013).

Las poblaciones ribereñas, como la del embalse del Guájaro, en general consumen grandes cantidades de peces, lo cual es su principal fuente de alimento y sustento diario (Sanjuanelo, 2011; Morales & García Alzate, 2018; Colorado et al., 2018). Sin embargo, el consumo frecuente de algunas especies de peces puede representar un riesgo a esa población debido a que los peces son considerados como bioacumuladores de metales pesados y otros contaminantes (Järup, 2003; Ministerio de Salud y protección social, 2015, Díaz et al., 2019).

Toda la problemática que afecta a este cuerpo de agua amerita una mayor atención, sobre todo porque el sustento de gran parte de las poblaciones que se encuentran ubicadas alrededor del humedal depende de los recursos del ecosistema. En especial, dependen del recurso ictiológico el cual podría estar bioacumulando ciertos contaminantes como MP.

Por lo tanto, en el presente estudio se estableció la siguiente pregunta problema:

¿Cuál es el riesgo a la salud asociado al consumo de peces por parte de la población en el

Embalse del Guájaro?

2. Justificación

El crecimiento exponencial del desarrollo industrial ha aumentado el grado de contaminación hacia ecosistemas acuáticos, ya sea por vertimientos de sustancias químicas o bien por emisiones atmosféricas, que llegan al suelo por precipitación y hasta el medio acuático por escorrentías. La presencia de metales pesados como el mercurio, plomo, cromo, entre otros, dentro de estos ecosistemas han venido afectando de manera directa las especies de peces, que absorben el metal al ser consumido y posteriormente bioacumulado en sus tejidos (Rodriguez & Alvarez, 2006).

En general, los metales pesados constituyen un serio problema ambiental debido a su toxicidad y a sus repercusiones fisiológicas tanto en los seres humanos como en animales (Contreras Pérez, 2004; Cabrejo et al., 2016; Pérez et al., 2017). Dicha contaminación se encuentra asociada a la falta de políticas que apunten a producción más limpia, sostenibilidad y fundamentalmente desarrollo económico. Asimismo, a una normativa ambigua, desactualizada y en muchos casos flexible, junto a las actividades de carácter antropogénico de índole industrial, comercial y doméstico y la falta de sentido de pertenencia por parte de los habitantes, son los principales motivos que alteran los cuerpos de agua (Ariza & Avendaño, 2017) .

Por la necesidad y el interés local y nacional de conocer y analizar las concentraciones de los metales pesados existentes en especies ícticas presentes en el Embalse del Guájaro, se pretende efectuar la siguiente investigación para evaluar el riesgo potencial en la salud humana de la población aledaña al humedal, ya que sobre las especies locales existen pocos estudios de referencia. A su vez, el desarrollo de este trabajo permitirá la consolidación de la línea base de investigación institucional en desarrollo sostenible sobre la contaminación por metales pesados en el Embalse del Guájaro, constituyéndose como una herramienta para que las autoridades

sanitarias puedan implementar estrategias de mitigación o disminución de los efectos negativos ocasionados por el consumo de peces contaminados por metales pesados.

3. Objetivos

3.1 General:

- Evaluar el riesgo potencial para la salud humana asociado al consumo de peces por parte de la población en el Embalse del Guájaro.

3.2 Específicos:

- Determinar la concentración de metales pesados presentes en el tejido muscular de algunas especies ícticas del área de estudio.
- Estimar el riesgo asociados a la ingesta de consumo de peces contaminados por metales pesados.
- Diseñar una matriz de riesgo para mitigar el impacto asociado por el consumo de especies ícticas con metales pesados.

4. Marco teórico

4.1 Marco conceptual

Para la comprensión de este trabajo, es necesario definir algunos términos que se desarrollan en toda la investigación.

Metales pesados. Los metales pesados son elementos químicos que tienen una gravedad específica igual o superior a 4.0 o 5.0 g/cm³, masa y peso atómico por encima de 20 y son tóxicos en concentraciones bajas (Londoño et al., 2016; Owayolu et al., 2019,); Algunos de estos elementos son: aluminio (Al), bario (Ba), berilio (Be), cobalto (Co), cobre (Cu), estaño (Sn), hierro (Fe), manganeso (Mn), cadmio (Cd), mercurio (Hg), plomo (Pb), arsénico (As), cromo (Cr), molibdeno (Mo), níquel (Ni), plata (Ag), selenio (Se), talio (Tl), vanadio (Va), oro (Au) y zinc (Zn) (Londoño, et al., 2016). En general se considera, que los metales son perjudiciales, pero muchos resultan esenciales en nuestra dieta y en algunos casos, su deficiencia o exceso puede conducir a problemas de salud, por ejemplo, el organismo requiere de hierro, cobalto, cobre, hierro, manganeso, molibdeno, vanadio, estroncio y zinc. Otros en cambio no cumplen una función fisiológica conocida, alteran la salud y es mejor evitarlos siempre (Londoño et al., 2016)

Por otro lado, la clasificación nombrada por los estudiosos de la temática, aluden que los metales pesados se dividen según su función biológica en dos grupos: oligoelementos y metales pesados sin función biológica conocida. Los oligoelementos, son requeridos en pequeñas cantidades por seres vivos, y son necesarios para realizar funciones biológicas. Sin embargo, pueden ser tóxicos cuando superan el umbral fisiológico, en este grupo se encuentran el arsénico (As), el boro (B), cobalto (Co), cobre (Cu), molibdeno (Mo), manganeso (Mn), selenio (Se) y zinc (Zn). Y por su parte, los metales pesados sin función biológica conocida generan inhibiciones en algunas

funciones bioquímicas y graves problemas de salud en los organismos, dentro de estos encontramos el cadmio (Cd), mercurio (Hg), plomo (Pb), níquel (Ni), entre otros (Chávez, 2011). Independientemente de su clasificación, cuando estos elementos están presentes en sistemas ambientales a concentraciones superiores a ciertos niveles debido a desequilibrios naturales o por introducción antropogénica como las descargas industriales y desechos mineros, se convierten en contaminantes y pueden ser tóxicos para los seres vivos (Beltrán & Gómez, .2015, Caviedes et al 2015).

En ese orden de ideas, se han reportado estudios que demuestran el riesgo que pueden ocasionar en humanos el consumo de peces contaminados con metales pesados (Behnam et. al., 2018; Marrugo & Vargas, 2019; Balderrama et. al., 2019; Xiong et. al., 2020; Pradip et. al., 2020). También es importante destacar la revisión bibliográfica de este tema realizada por Marrugo & Vargas, (2019), quienes señalan que el mercurio (Hg) es uno de los contaminantes que más genera efectos a la salud humana ya que puede incidir en el crecimiento de células carcinogénicas dependiendo en gran medida de las concentraciones, el tiempo y la frecuencia de exposición. Su concentración no debe sobrepasar de 0.5 mg/kg por pescado fresco. Además, expresan que la vida media del cadmio (Cd) es de 17 a 37 años, en el hombre, y solo es permitido para el consumo humano si su contenido máximo no supera los 0,050 mg/kg peso fresco. En cambio, unos niveles de plomo igual o superior a 0,30 mg/kg ocasionaría graves problemas a la salud humana.

Persistencia de un metal. Uno de los principales problemas que representa los metales pesados es su persistencia por largo tiempo en los ecosistemas, lo cual también representa un riesgo para la salud humana y al medio ambiente en general (Gupta & Sandalio, 2012). Por ende, se entiende

por persistencia de los metales pesados como aquella capacidad que tienen estos para no ser degradado de forma natural o antropogénica (García et al, 2002).

Biodisponibilidad. La contaminación por metales pesados se encuentra asociada al uso de plaguicidas, polución y al vertimiento de desechos mineros e industriales al ecosistema, estos componentes se tienden a acumular en seres vivos por la solubilización del material y la fracción disponible que sirve como reactivo para reacciones metabólicas dentro del ser vivo. Se entiende entonces que la biodisponibilidad hace referencia a la concentración de un elemento que se encuentra disponible para los organismos vivos, y está definida por la relación que hay entre la concentración en el suelo y el nivel "introducido en" o en el organismo (Lago, 2018).

Las características que influyen en la biodisponibilidad en los ecosistemas son el potencial de hidrógeno (pH), el potencial de óxido-reducción (redox) y la presencia de materia orgánica (MO) (Covarrubias et. al., 2015).

Bioacumulación. Es definida como el incremento de concentración de contaminantes en organismos vivos, el cual es captado por interacciones con el medio ambiente. En el caso de organismos acuáticos, hay diferentes fuentes de absorción tales como agua y / o partículas de alimentos. La bioacumulación se centra en los procesos de absorción de contaminantes en los organismos (Blasco et al., 2016).

Potencial de toxicidad. Es considerado como un indicador de detección ambiental y evalúa la toxicidad de una sustancia, es decir, los impactos que puede generar en los organismos y en el ambiente durante un periodo de tiempo. El potencial de toxicidad depende de la carga contaminante, de la naturaleza del contaminante y de la evaluación del ciclo de vida del componente químico (Krause & Seliger, 1997; Rainieri et al., 2017; García, 2019).

En algunos estudios han reportado que el potencial de toxicidad para los contaminantes ambientales también depende de la variación de los factores fisicoquímicas del medio ambiente receptor (Bitton & Dutka, 2019).

Biomagnificación. Es aquella condición en la que la concentración de un contaminante en un organismo supera la concentración de contaminantes en su dieta, cuando la principal ruta de exposición química al organismo es la alimenticia (Kehrig et al, 2017). Se ha descrito que la concentración de un contaminante aumenta a medida que se incrementa el nivel trófico de los organismos muestreados de la misma red alimentaria. Este término es aplicado en contaminantes como metales pesados y ciertos compuestos de origen biogénico (Fath, 2019).

4.2 Consecuencias generadas por metales pesados en los organismos

De acuerdo con la problemática a nivel mundial con respecto a los diferentes metales pesados existentes, es relevante esclarecer el riesgo para la salud humana, asociada a la exposición de cada metal en específico, A continuación, se describen las consecuencias de algunos metales pesados:

Cadmio. El cadmio es un metal pesado que no cumple ninguna función metabólica dentro de los seres vivos y este al acumularse tiende a ser un metal tóxico (Nieves et. al., 2019). El cadmio puede bioacumularse y biomagnificarse. Las fuentes antropogénicas del cadmio son producto de baterías recargables, incineradores municipales, elaboración de PVC (Cloruro de polivinilo) y la elaboración de productos galvanizados (Rodríguez, 2017). La exposición a este metal se encuentra relacionada con problemas renales, anemia, osteoporosis, anosmia y algunos tipos de cáncer como leucemia (Pernia et. al., 2018), afectando organos y tejidos como riñon, corazón, huesos, testículos, placenta y sistema nervioso central y periférico. También se considera que la

exposición a niveles de cadmio repercute nefastamente en el pulmón, produciendo bronquitis, fibrosis secundaria y enfisema (Satarug et al., 2010; Tirado et al., 2015; Zaza et al., 2015).

Asimismo, se ha demostrado que los niveles de Cd generan problemas neurológicos en los ratones, tal como lo señala Zhou et al, (2020), quienes determinaron la exposición de cadmio y plomo en pequeños ratones, desde el momento de la gestación por medio de su madre, hasta el nacimiento, cuando fueron expuestos directamente a Pb y Cd por medio del agua que bebían, dichos ratones fueron entrenados para la memorización de un laberinto durante 4 veces al día por una semana. En la prueba final, los ratones no memorizaron el laberinto, el cual debían superar en 120 segundos, y lo realizaron en 8 minutos. También manifestaron que concentraciones de 10 μM Pb y 0.8 μM Cd comprometían significativamente la viabilidad de las células PC12 en aproximadamente un 10%, concluyendo que el cadmio y plomo en conjunto influye en el aprendizaje y la memoria de los mamíferos.

Plomo. Es un metal cuya densidad es de 11,3 g/cm^3 , como todos los metales tiende a bioacumularse en plantas y animales y, por consecuencia, a biomagnificarse en el ser humano (Rodríguez, 2017). El plomo es un metal de gran importancia para el diseño de baterías para la industria automotriz, fabricación de armas, el vidriado de la cerámica y actividades metalúrgicas (Cueva et. al., 2018). En cuanto a los efectos ocasionados a la salud, el plomo influye en el desequilibrio homeostático, altera el sistema endocrino y la síntesis de hemoglobina (Pernia et. al., 2018). Otras de las alteraciones o enfermedades que podrían provocarse en los sistemas del organismo humano por la exposición al plomo son anemia, hipertensión, disfunción renal, afectación al sistema nervioso central, riñón y al tejido sanguíneo, así mismo, una exposición prolongada puede provocar coma, retraso mental e incluso la muerte (Organización Mundial de la Salud, 2018).

Para el caso particular de los peces, se ha reportado que la exposición a concentraciones de plomo puede generar curvatura de la columna, anemia, oscurecimiento de la región dorsal de la cola, produciendo un efecto de cola negra debido a la destrucción selectiva de cromatóforos pero no de melanóforos, degeneración de la aleta caudal, destrucción de neuronas de la médula, inhibición de la enzima ALAD en los eritrocitos, el bazo, el hígado y los tejidos renales, reducción de capacidad de nadar contra una corriente, destrucción del epitelio respiratorio, atrofia muscular, parálisis, patología renal, inhibición del crecimiento, retraso de la madurez sexual, alteración química de la sangre, histopatología de testículos y de ovario, y la muerte (Cedeño, 2016).

Mercurio. El mercurio es un metal cuya densidad es de 13,456 g/mL y es el único elemento metálico líquido a temperatura ambiente (Español, 2012; Arostegui, 2017). El mercurio tiene gran aplicabilidad en la extracción aurífera y en la fundición secundaria de metales (Arostegui, 2017). En cuanto a su presencia es común en desechos hospitalarios y en incineración de residuos (Pernia et. al., 2018). Este es un metal neurotóxico, teratogénico y se considera responsable en defectos en el tubo neural congénito (Ovayolu et al., 2019). También se encuentra asociado a gingivitis, inapetencia y problemas psicológicos (Rodríguez, 2017). Por otro lado, el mercurio es tóxico y es el causante de la enfermedad de Minamata, en Japón; también, la toxicidad de este metal está asociada con el estrés psicológico, abortos y temblores (Del Gaiso, 2014; Villalba Kong, 2019).

Una de las formas más tóxica del mercurio es el metilmercurio y su potencial tóxico afecta al sistema nervioso central, causa además toxicidad en el cerebro, retraso mental y daño en los riñones (Sharma, 2015).

Por otra parte, en el trabajo realizado por Xie et. al., (2020) reportaron que el mercurio es uno de los metales con mayores concentraciones en los organismos acuáticos de la reserva tropical de Changshou. De las especies ícticas evaluadas se destacan *Silurus aotus* y *Siniperca chuatsi* debido a que presentaron las mayores concentraciones de Hg con valores de 0.17 y 0.05 ppm, respectivamente. En cuanto a los resultados del riesgo potencial (RP) reflejó valores menores de 1 en todos los metales pesados, sin embargo, el cociente de riesgo del Hg para los niños y los pescadores fue significativo (0.5), lo que indica que esta población a mediano plazo puede verse afectada por la presencia de concentraciones de mercurio. Por tanto, esta reserva tropical apunta a ser un riesgo potencial en cuanto a la comercialización de algunas de sus especies ícticas.

Cromo. El cromo es un metal pesado, con número atómico 24 y perteneciente al grupo VIb de la tabla periódica. Entre las fuentes de contaminación por cromo se destaca el crecimiento industrial y el aumento demográfico, los efluentes industriales descargados por industrias químicas, de construcción de maquinarias e instrumentos, de radioelectrónica y otras, así como efluentes de torres refrigerantes de estaciones generadoras de energía eléctrica, además se utiliza como dicromato de sodio en la producción de pigmentos, sales para curtir pieles, conservante para la madera y anticorrosivo, los residuos del cromo se han convertido en una problemática que impacta al ambiente de manera relevante (Fuentes, 2014; Rey & Riveros, 2019). El cromo hexavalente es la forma que influye negativamente en seres humanos por su efecto carcinogénico (Netzahuatl et. al., 2008); además, produce alteraciones crónicas y enfermedades del sistema nervioso, respiratorio y digestivo, alergias en la piel, cáncer de pulmón y estómago, inhibición del crecimiento y supresión del consumo de oxígeno (Zubeldia et. al., 2017). El Cr es un nutriente esencial en el metabolismo del hombre, especialmente para la producción de glucosa,

colesterol, ácidos grasos (Beltrán & Gómez, 2015; Fuentes et al., 2018); sin embargo, en altas exposición puede generar las enfermedades mencionadas.

Por otro lado, Campo & Simanca, (2019) evaluaron los contenidos de metales pesados en peces recolectados en el departamento de La Guajira. Entre los resultados obtenidos se destaca que el mayor riesgo potencial fue determinado para el Cr en la especie *Lutjanus synagris* con RP= 0.935, valor que es muy cercano a 1, lo cual representa un riesgo si se aumentan las cantidades de consumo de esta especie, lo que podría generar efectos adversos en la salud de los habitantes de esta zona.

Zinc. El zinc, es un elemento esencial en nuestra dieta, es importante en la producción cosmética, elaboración de productos, principalmente en la industria con la manufacturación del latón, la galvanización del hierro y acero, la elaboración de baterías y la obtención de aleaciones o uso farmacéutico por sus propiedades absorbentes y astringentes en caso de quemaduras o infecciones en la piel (López et al, 2011; Rodríguez, 2017). La ingestión de alimentos con alto contenido de zinc puede afectar la salud, lo recomendable es de 11 mg/día para hombres y 8 mg/día para mujeres. La ingesta de dosis diarias muy altas de 10 a 15 veces que lo permitido, puede producir calambres estomacales, náusea y vómitos. Ingerir altos niveles de zinc durante varios meses podría ocasionar anemia, daño del páncreas y disminución del tipo de colesterol beneficioso (HDL) en la sangre (European Food Safety Authority, 2014; Pérez, 2019). Por otro lado, una deficiencia de Zn en los organismos también genera efectos negativos sobre la salud, tal como lo señala De La Cruz et al., (2019) donde concentraciones de Zn por debajo a los 65µg/dL pueden generar anemia en los niños con edades de 1 a 14 años. En un trabajo de investigación realizado indica que los intervalos de Zn en la zona Mediterranea en la region de Emdarli van de 3,83-55,5 ppm y que están por encima de los limites permisibles en el *Mullus*

barbatus (Korkmaz et. al., 2019). Dichas concentraciones, generarían enfermedades no cancerígenas por el consumo de peces proveniente del Noroeste del Mediterráneo.

4.3 Estado del arte

La concentración de metales pesados que se encuentra en los peces es un indicador importante de la contaminación ambiental. Por otra parte, el consumo de peces contaminados se puede convertir en un problema de salud para las poblaciones que se alimentan de este recurso. En ese sentido para una mejor comprensión de la temática objeto de estudio, se realizó una pequeña revisión de algunos trabajos de investigación desarrollados a nivel internacional, nacional y local.

A nivel internacional existen varios estudios que demuestran la contaminación de especies ícticas por metales pesados, entre estos se encuentra un estudio realizado en Bangladesh por Ahmad et al., (2010) donde determinaron la concentración de Pb, Cd, Ni, Cu y Cr en seis especies de peces (*Gudusia chapra*, *Glossogobius giuris*, *Cirrhinus reba*, *Channa punctatus*, *Mystus vittatus*, *Pseudeutropius atherinoides*) estudiadas durante tres estaciones en el río Buriganga. Las muestras fueron analizadas mediante espectrofotometría de absorción atómica. De los cinco metales, la concentración de Pb fue la más alta y se presentó durante la segunda época, en la especie *Gudusia chapra* con un valor de 13.52 mg/kg; por el contrario, la concentración de Cd fue la más baja y se presentó durante la tercera estación, en la especie *Cirrhinus reba* con un valor de 0.73 mg/kg. Algunas de las concentraciones de metales pesados son más altas que el valor recomendado, por lo tanto, los autores concluyen que el río Buriganga es hasta cierto punto un río contaminado con metales y los peces no son completamente seguros para la salud.

También se han reportado concentraciones de cadmio (Cd), cobre (Cu), hierro (Fe), mercurio (Hg), níquel (Ni), plomo (Pb) y zinc (Zn), y arsénico (As) en sedimentos y peces (*Diplodus*

annularis, *Liza aurata* y *Solea. vulgaris*) de la costa sur de Sfax, en Túnez. De las concentraciones halladas se destacan altas concentraciones de Zn y Fe con valores de 293 mg kg⁻¹ y 157.8 mg kg⁻¹, respectivamente. Los valores de riesgo potencial (RP) para As y Hg fueron mayores a uno, lo que sugiere que podrían generar problemas a la salud humana (Zohra & Habib, 2016).

En otro estudio se comparó los metales traza como el Cu, Zn, As, Cd, Pb y Hg, en tres especies: salmonete (*Mullus barbatus*), merlán (*Merlangius merlangus*) y rodaballo (*Psetta maxima*), del Suroeste del Mar Negro, en Turquía. Se registró que el Zn fue el metal con las concentraciones medias más altas en las tres especies, siendo estas 26,65 mg/kg en *Mullus barbatus*, 23,54 mg/kg en *Merlangius merlangus* y 17,57 mg/kg en *Psetta máxima*, además, las concentraciones medias más altas de Cu (4.29 mg/kg) se registraron en *Psetta máxima* y As (4.76 mg/kg) en *Mullus barbatus*. No obstante, Cd, Hg y Pb, presentaron concentraciones inferiores a 1 mg/kg. En este estudio, algunas concentraciones de Pb superaron el límite establecido por la Comisión Europea (EC) (2008) y por el Código de Alimentos de Turquía (2011) de 0,3 mg/kg. Sin embargo, los valores de RP fueron inferiores a 1, lo que indica que no hay riesgos para la salud (Mol et. al., 2017).

De igual forma, los autores Alamdar et. al., (2017) analizaron las concentraciones de Zn, Cu, Mn, As, Cr, Ni, Pb, Co, Cd, en los músculos de 65 peces recolectados del río Chenab, en Pakistán, y estimaron el riesgo para la salud asociado con el consumo de peces contaminados de para la población local. Entre los resultados obtenidos se destaca que las concentraciones de As oscilaron 0.71 a 1.77 ppm y algunas de estas excedieron los límites permisibles del comité de expertos de la FAO/OMS, sobre aditivos alimentarios. Desde el punto de vista de la salud humana, este estudio destaca que los habitantes locales (es decir, las comunidades de pescadores

y la población que consume pescado a aproximadamente 0.1 kg / día a lo largo del río Chenab), están expuestos crónicamente a la contaminación por As con agentes cancerígenos (10^{-4} a 10^{-6}) y riesgos no cancerígenos ($RP > 1$), especialmente por la ingesta de *Cirrhinus reba*.

En el estudio realizado por Arulkumar et al., (2017) reportaron concentraciones de Cd, Pb, Cu y Zn para las especies ícticas comerciales (*Chirocentrus dorab*, *Rastrelliger kunagurta*, *Carangoides caeruleopinatus*, *Stolephorus indicus*, *Upeneus vittatus*, *Chanos chanos*), camarón (*Peneas indicus*) y cangrejo (*Portunus pelagicus*) recolectados en las costas de Thondi, India. Las especies *Portunus pelagicus* y *Peneas indicus* presentaron las concentraciones más altas de Cd y Pb con valores de 0,14-0,28 y 0,3-0,9, respectivamente. Además se reportaron correlaciones positivas entre el peso y la longitud con las concentraciones de Zn.

Navarrete-Forero et al., (2018), ejecutaron un estudio de la contaminación por metales pesados en El Golfo de Guayaquil, el estuario más grande en la costa del Pacífico de América del Sur, en el cual las actividades como la minería y la agricultura son la principal causa de contaminación del estuario. El cadmio, el mercurio y el plomo fueron los elementos más comúnmente analizados, y en la cual en las muestras de agua mostraron el mayor porcentaje de niveles peligrosos. Se reportaron concentraciones de 2 a 4 ppm Hg para almejas y cangrejos recolectados en la zona sur impactados por la extracción de oro. Se reportaron concentraciones de 1, 55 ppm de cadmio y 0, 80 ppm de mercurio en la especie de peces *Diapterus peruvians*.

Los riesgos para la salud humana asociados al consumo de peces contaminados por metales pesados también han sido reportados por Idolor & Edema (2018). En el estudio fueron recolectados especímenes procedentes del río Benín, en Nigeria, tales como las especies *Periophthalmus papilio*, *Eleotris senegalensis*, *Hannoichthys africana* y *Hoplobatrachus occipitalis*. Entre los resultados se destacan altas concentraciones de Cd, Cr y Pb en la especie *H.*

occipitalis con concentraciones superiores a 5 ppm. Adicionalmente (Ezemonye *et al.*, 2019) evaluaron las consecuencias de riesgo para la salud del consumo de agua contaminada con metales pesados, como también en muestras de camarones de la especie *Macrobrachium macrobrachion* y de peces pertenecientes a la especie *Brycinus longipinnis* presentes en dicho Río. Se reportó que el níquel (Ni) era el metal con mayor concentración en el agua (53,57 ppm), mientras que el hierro (Fe) presentaba una alta concentración en camarones (114,78 ppm) y peces (66,13 ppm). Además, los autores concluyen que los metales individuales no representaban ningún riesgo para la salud debido a sus valores de RP inferiores a 1, excepto el Pb (1.93), quien superó los límites permisibles (0,3 mg. kg⁻¹) establecidos por la Comisión Europea (EC) (2008) y por el Código de Alimentos de Turquía (2011).

En un estudio realizado en el estuario de Musa, en el Golfo de Persia, se estudió la concentración de Ti, V, Hg a partir de tejidos musculares recolectados de las especies *Johnius belangerii* y *Cynoglossus arel*. Los resultados obtenidos indican que las mayores concentraciones de mercurio (3,15 ppm) y titanio (1,29 ppm) se hallaron en *Johnius belangerii*. Las concentraciones están por encima de los límites permisibles y son un riesgo en la salud de los consumidores (Ravanbakhsh *et al.*, 2020).

A nivel nacional, se destaca el trabajo realizado en la Bahía de Cispata-Córdoba, donde se evaluó la concentración de Hg, Cd, Pb y Cu en el músculo de las especies ícticas *Cetengraulis edentulus*, *Eugerres plumieri*, *Centropomus undecimalis* y *Trichirus lepturus*, en la que se reportó altas concentraciones de mercurio en la especie *Trichirus lepturus* (0.67 µg/g) y *Centropomus undecimalis* (0.38 µg/g) que al momento de ser comparados con la normativa vigente indicaron un riesgo para la salud humana. La investigación concluyó que la acumulación de Hg ha recibido una atención considerable debido a que los organismos de los niveles tróficos

más altos acumulan más mercurio que los niveles tróficos más bajos de la red alimentaria (Burgos et. al., 2017).

Fuentes et al, (2018), quienes evaluaron el riesgo para la salud humana del mercurio y el metilmercurio en los peces importados y comercializados en Colombia. Los investigadores determinaron el mercurio y metilmercurio en peces frescos y de conserva. Entre los resultados mas sobresalientes se encontró que el atun enlatado de Colombia presentó las mayores concentraciones de THg ($0.543 \pm 0.237 \mu\text{g/g}$) en y MeHg ($0.518 \pm 0.337 \mu\text{g/g}$) en comparación con los atunes provenientes de otros países. Los autores señalan que se deben considerar medidas reglamentarias y educación pública sobre los riesgos del MeHg en el atún en conserva para proteger a los niños y los fetos de las mujeres embarazadas, por lo que se hace importante establecer estrategias para abordar el consumo de atún enlatado y se requiere un monitoreo continuo para regular los alimentos comerciales y, de esta manera, disminuir la exposición al Hg. En un estudio realizado en el Caribe colombiano se recolectaron muestras de tejido muscular y contenido estomacal de la especie *Rhizoprionodon porosus* procedente de La Guajira, Atlántico y Bolívar, y determinaron las concentraciones de mercurio y metilmercurio. La mayor concentración de mercurio (1809,9-1888,90 ug/kg) se registró en las muestras recolectadas en el departamento del Atlántico. Además, en los tres sitios hubo concentraciones de MeHg superiores a las establecidas como seguras por la Organización Mundial de la Salud, siendo las comunidades adyacentes al río Magdalena las más afectadas (Rueda et. al., 2020).

En el plano departamental se evaluó los contenidos de Zn, Pb, Ni, Cu, Cr, Cd y Hg de las especies ícticas *Mugil curema*, *Eugerres plumieri*, *Arius bonillai*, *Centropomus undecimalis* y *Lutjanus griseus* de la Ciénaga de Mallorquín. Las concentraciones más altas de zinc, plomo y níquel se registraron en el hígado de la especie *Mugil curema* (28.71 ± 14.1 , 0.31 ± 0.32 , 0.22 ± 0.07

$\mu\text{g/g}$, respectivamente), como también las de cromo ($1.31 \pm 0.68 \mu\text{g/g}$) pero en el tejido muscular. Los autores concluyeron que se encontraron varias correlaciones significativas entre los tejidos de las especies y los metales analizados, lo que puede indicar que las fuentes potenciales de contaminación de este humedal son muy dispersas, destacándose las descargas de aguas industriales, la incorporación de sedimentos y de contaminantes del río Magdalena, actividades marítimas, desarrollo urbano, uso de agroquímicos, lixiviados entre otras (Fuentes et. al., 2018). A manera local, se han realizado pocas investigaciones relacionadas con la presencia de metales pesados en el Embalse El Guájaró. Cabe mencionar que el embalse es un cuerpo de agua artificial, el cual se alimenta del río Magdalena y del cual depende más del 70 % de la población de Colombia (Corporación Autónoma Regional del Atlántico, 2007), por lo tanto, se convierte en una zona de interés para el desarrollo de investigaciones. Unas de las investigaciones reportaron que las aguas superficiales y sedimentos del Embalse del Guájaró, tienen presencia de en una proporción de 0.033-1.3 ppm para el Zn, 0.001-0.019 ppm para el Pb y 0.0011 ppm para Hg y, que en la zona sudoeste y norte, se encuentran los niveles más altos de aguas y sedimentos contaminados que en su mayoría provienen del fondo del embalse (Torres et al., 2018).

4.4 Marco legal

Con el crecimiento de la actividad industrial y el aumento de las actividades antrópicas frente a los ecosistemas, han provocado el aumento de los contaminantes en cuerpos de agua. Por ende, cada vez es más frecuente que los gobiernos y algunas organizaciones de salud establezcan y actualicen los límites permitidos de ciertos contaminantes en diferentes matrices, en especial en la parte alimenticia. En ese sentido, el consumo de pescado a nivel mundial no se encuentra exento de estos criterios, debido a que es una de las fuentes de proteína de mayor consumo por parte de los seres humanos.

En la actualidad se han establecidos límites permisibles en diferentes especies con el fin de facilitar los análisis y unificar el criterio del contenido de metales pesados en especies ícticas, sin embargo, las normativas nacionales e internacionales se ven influenciadas por disponibilidad comercial de los alimentos. A continuación, en la tabla 1 se presentan los límites aceptables de contenido de metales pesados en tejidos muscular a nivel internacional y nacional:

Tabla 1

Límite máximo permisible de metales pesados en los músculos de los peces (mg/kg) de acuerdo con las normas internacionales y nacionales

| ORGANIZACIÓN | METALES PESADOS (ppm) | | | | REFERENCIAS |
|--|-----------------------|-----|-----|----|------------------------------------|
| | Hg | Pb | Zn | Cr | |
| FAO/WHO | 0.5 | 0.5 | 100 | - | FAO/WHO (2006) |
| Comisión Europea (EC) | 0.5 | 0.3 | 30 | - | Commission Regulation (EU), (2014) |
| Inglaterra | 0.5 | 2 | 50 | - | MAFF, 2000. |
| Turquía Guideline | 0.5 | 1 | 50 | - | Dural, Ziya, & Özak, (2007) |
| Bangladesh | 0.5 | 0.3 | 50 | 1 | MOFL (2014) |
| NTC 1443 | 0.5 | 0.3 | - | - | NTC 1443 (2009) |
| Ministerio de Salud y Protección Social | 0.5 | 0.3 | - | - | Resolución 122 de 2012 |

Fuente: Ortega & Peña, 2020.

A nivel nacional, se tiene como referente la resolución 122 de 2012 por medio del cual se reglamentan los límites máximos de metales pesados (Tabla 1). Además, se establecen los reglamentos técnicos a través del cual se señalan los requisitos fisicoquímicos, microbiológicos y de algunos contaminantes químicos que deben cumplir los productos de la pesca, en particular pescados, moluscos y crustáceos frescos, congelados, ultracongelados, precocidos, pasteurizados, cocidos y en conserva, destinados para consumo humano.

5. Metodología

5.1 Área de estudio

El estudio se realizó en el Embalse del Guájaro, particularmente en el Municipio de Repelón, Atlántico (Figura 1). Se encuentra ubicado en 10°31' N y 75°02' O. Dicho cuerpo de agua fue construido entre 1964 y 1965 por el desaparecido INCORA; a su vez, este es adyacente al Canal del Dique, el cual le aporta agua. Los arroyos del área de influencia del Guájaro son: Cabildo y La Peña al noreste; Mamones, Cacha, Guayacán y Malabet al este; Banco, Bartolo, Henequén, Pica y Obligación al oeste (Oyaga, 2013).

Este ecosistema abarca aproximadamente 16000 hectáreas en las que coexiste la agricultura, la pesca y las actividades antrópicas que implican saneamiento y sostenimiento de cultivos. Para el caso del departamento del Atlántico, se mira como un cuerpo de agua con potencial turístico y el cual apunta como un eje de desarrollo para los municipios aledaños a este (Morales & Garcia Alzate, 2018). Una de las actividades económicas más importantes de consumos es la explotación pesquera, donde se benefician más de 2.500 personas proveniente de los distritos contiguos y que indirectamente beneficia a 250.000 habitantes del sur del departamento del Atlántico (Caraballo P. , 2009).

En cuanto a las condiciones climáticas del embalse, son iguales a las del municipio de Repelón, en la que sus precipitaciones van entre 700 a 1300 mm/año y se concentran en el periodo del equinoccio (segundo semestre del año). En cuanto a la temperatura, la media anual es de 30°C y la humedad relativa varía entre el 70-80% y con una exposición de sol directo por encima de 2.200 horas al año (Martinez, 2016).

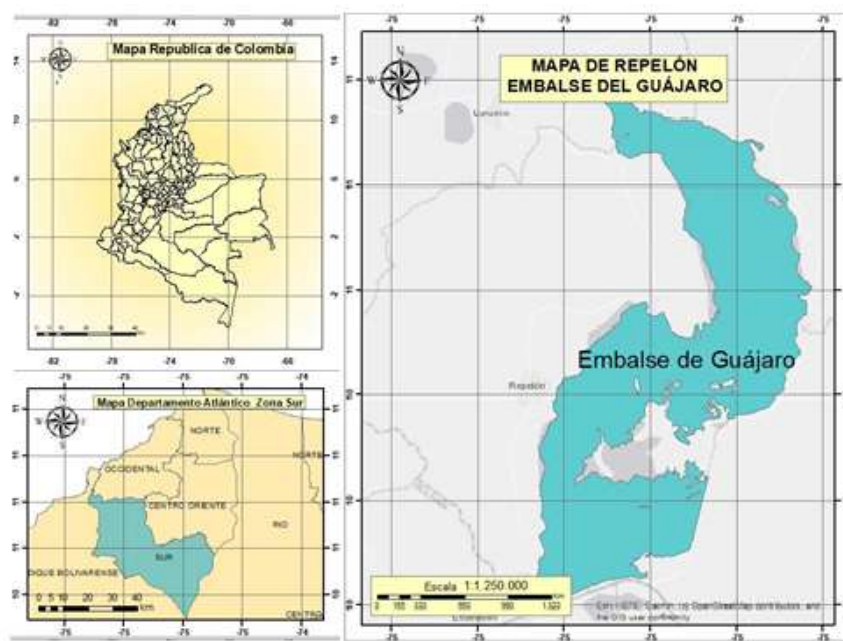


Figura 1 Mapa configuración territorial de Colombia, el departamento del Atlántico y el Embalse del Guájaro.
Fuente: Ortega & Peña, 2020.

5.2 Recolección de muestras

Esta investigación tuvo en cuenta especies ícticas propias del embalse, las cuales fueron recolectadas a partir del proceso tradicional de pesca que usan los moradores de la región (uso de atarraya). Uno de los factores de selección fue la importancia comercial de la especie y la permanencia de la especie en el año. Las especies ícticas seleccionadas fueron: mojarra negra (*Oreochromis niloticus*), arenca (*Tryportheus magdalenae*), barbudo (*Pimelodus blochii*), doncella (*Ageñeiosus cáucanus*), viejito (*Cypocharax magdalenae*), mojarra Amarilla (*Caquetaia kraussi*), pacora (*Plagioscion magdalenae*) y tilapia (*Oreochromis spp.*).

Las muestras fueron guardadas en bolsas de polietileno debidamente rotuladas según el tipo de especie y teniendo en cuenta los protocolos de refrigeración y conservación de fresca.

Posteriormente, fueron transportadas hacia el laboratorio de estudios ambientales del Centro de

Investigaciones en Tecnologías Ambientales (CITA) de la Universidad de la Costa CUC en el que se realizaron algunas mediciones morfométricas y se procedió a extraer la muestra de tejido muscular, de acuerdo al procedimiento establecido por UNEP/IOC/IAEA/FAO (1990). Dicho procedimiento consistió en retirar la aleta pectoral del lado izquierdo, y con un cuchillo de teflón se hizo un corte de 3 cm de ancho por el alto del pez. La epidermis fue retirada con un tenedor de teflón y la muestra de músculo se depositó en frascos de vidrio, que fueron previamente etiquetados y lavados con solución de HNO_3 al 5% y agua desionizada. Las muestras preparadas fueron empacadas en bolsas ziploc y transportadas al Laboratorio de Toxicología Ambiental de la Universidad de Córdoba, donde se realizó el análisis de metales.

5.3 Análisis de metales

Previo al análisis, se realizó la digestión de las muestras en una solución HNO_3/HCl , relación 3:1 v/v durante 3h a 95 °C. Cada muestra es transferida en tubos de ensayo de 10 mL con agua destilada y se cuantificó las concentraciones de los metales (Cd, Pb, Zn y Cr) por espectrofotometría de absorción atómica (Thermo Scientific Model iCE series 3500) y fueron analizadas por triplicado. Las diferentes concentraciones de metales establecidas con los valores certificados y el porcentaje de recuperación oscilaron entre 92% y 96%. Los límites de detección para los diferentes metales fueron 0.006 ug/g para Cd, 0.010 ug/g para Pb, 0.04 ug/g para Cr y 0.014 ug/g para Hg.

5.4 Análisis estadísticos

El resultado del análisis para cada muestra se presenta como el promedio (\pm) de las desviaciones estándares de las muestras analizadas. A los datos obtenidos se les aplicó un análisis exploratorio con la prueba de Kolmogorov-Smirnov para probar su normalidad. Los análisis fueron realizados con el programa SPSS 10.5, con un nivel de significancia de $P \geq 0.05$.

5.5 Evaluación del riesgo potencial a la salud humana

La evaluación del riesgo a la salud humana por el consumo de las especies ícticas se llevó a cabo a través de los niveles de exposición a los metales (Pb, Zn y Cr) y se representa en la siguiente ecuación (Fuentes et al., 2018):

$$E = \frac{[\text{metal}](\text{ingesta})}{W} \quad (1)$$

Dónde:

E, es la exposición (μg de metal/kg/día).

Metal, es el promedio de las concentraciones de cada metal en los tejidos de los peces ($\mu\text{g/g}$).

Ingesta, cantidad de pescado (g) que se consumen por día, según información brindada por pescadores locales.

W, es el promedio del peso corporal de una persona adulta (70 kg)

Asimismo, se determinó el riesgo potencial (RP) por el consumo de estos peces por medio de la siguiente formula (Fuentes et al., 2018):

$$RP = \frac{\text{Exposición}(\mu\text{g/kg/ día})}{\text{Dosis de referencia (Rfd)}(\mu\text{g/kg/día})} \quad (2)$$

Dónde:

Rfd es la dosis de referencia ($\mu\text{g/kg/día}$), indica la toxicidad de una exposición diaria de la población, en comparación a un nivel seguro de exposición, es decir, la concentración que puede tener un contaminante en una matriz sin que exista un riesgo de generar efectos adversos a la salud humana (Song et. al., 2015). Las dosis de referencia utilizadas para todos los metales estudiados fueron las establecidas por la USEPA (2016) y pueden ser observadas en la Tabla 2.

Tabla 2

Dosis de referencia oral en metales estudiados (RfD)

| Metal pesado | RfD (μg/kg /día) |
|--------------|------------------|
| Plomo (Pb) | 3.5 |
| Zinc (Zn) | 300 |
| Cromo (Cr) | 3 |

Fuente: USEPA (2016).

Se considera que existe un riesgo bajo cuando el valor de RP es menor a 1, por lo tanto, la probabilidad de que ocurra un efecto adverso en la población es imperceptible. Por el contrario, se considera un riesgo alto cuando el valor de RP es mayor a 1, lo que indica que existe peligro de manifestarse consecuencias adversas sobre la salud humana (Lorenzo et. al., 2016).

Por último, se estimó la tasa de consumo (TC) (USEPA, 1986) la cual establece la cantidad de peces (g) que una persona puede consumir en un día sin presentar consecuencias a la salud, con base en la dosis de referencia (RfD):

$$Tc = \frac{Rfd * W}{Cm} \quad (3)$$

Dónde:

Tc, es la tasa de consumo (g/día)

RfD es la dosis de referencia (μg/kg /día)

W, es el peso corporal (kg)

Cm, es la concentración de metal en el pez (μg/g)

La evaluación del riesgo potencial por consumo de peces contaminados con Hg, se determinó mediante la estimación del nivel de ingesta semanal de metilmercurio (ISMeHg⁺), utilizando la ecuación de la USEPA (1986):

$$\text{ISMeHg}^+ = \frac{[(\text{kg pescado ingeridos por semana}) * (\mu\text{g Hg} / \text{kg de pescado} * 0.90)]}{(\text{kg peso corporal de la persona expuesta})} \quad (4)$$

Además, se cuantificó la concentración permisible de metilmercurio en pescado para consumo humano. Teniendo en cuenta los valores de la ISMeHg^+ y la cantidad de pescado ingerida por semana, así mismo, se estima la concentración de MeHg^+ que deberían tener las especies consumidas para que su ISMeHg^+ no exceda la establecida por la JECFA (2003). La $[\text{MeHg}^+]$ se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$[\text{MeHg}^+] \text{ permisible} = \frac{([\text{MeHg}^+] \text{ en el pez } (\mu\text{g/g}) * 1.6 \mu\text{g/kg/semana})}{\text{ISMeHg}^+ \text{ en el area de estudio } (\mu\text{g/kg/semana})} \quad (5)$$

De igual forma, la máxima cantidad de pescado que puede ser consumida semanalmente fue calculada para que su ISMeHg^+ no exceda el valor de referencia ($1.6 \mu\text{g/kg/semana}$). Los cálculos se realizaron a través de la siguiente fórmula:

$$\text{CPSP} = \frac{(1.6 \mu\text{g/kg/semana} * \text{CPS (g de pescado consumido semanalmente)})}{\text{ISMeHg}^+ (\mu\text{g/kg/semana}) \text{ en el área de estudio}} \quad (6)$$

5.6 Matriz de riesgo

Como complemento al riesgo evaluado para cada metal, se realizó una matriz de riesgo, la cual fue elaborada con base a los lineamientos de la Guía Técnica Colombiana GTC 45. Para la evaluación del riesgo, se utilizó el nivel de deficiencia (ND) y fue medido de la siguiente manera:

Para el nivel Muy alto (MA), la valoración fue de 10, que significa que la existencia de peligro; para el nivel Alto (A), la valoración fue de 6, y representa que los peligros o consecuencias son significativas, y para el nivel Medio (M), una valoración de 2 indicó que los peligros detectados dan lugar a consecuencias poco significativas.

Con relación al nivel de exposición (NE), se registraron valores entre 1-4, siendo el valor 4, una frecuencia continua (EC), el valor 3, frecuente (EF), el valor 2, representa la exposición ocasional (EO) y el número 1, la exposición se realiza esporádica (EE).

Por otro lado, el nivel de probabilidad (NP), se determinó a través de la multiplicación del nivel de exposición con el nivel de deficiencia, de tal forma que un rango entre 40 y 24 representó un nivel de probabilidad muy alto, es decir exposición continua. El rango entre 20 y 10 indicó que la probabilidad es alta y su exposición es ocasional. Para los niveles comprendidos entre 8 y 6 la probabilidad es media y la exposición es esporádica y finalmente, el rango entre 4 y 2 presentó una probabilidad baja, lo cual indica una situación mejorable.

Para el nivel de consecuencias se establecieron 4 niveles; mortal o catastrófico (un valor de 100 indicó muerte), muy grave (un valor de 60 representó lesiones o enfermedades irreparables), grave (un valor de 25 significó repercusiones en incapacidad laboral) y leve (valores inferiores o iguales a 10 podría generar lesiones o enfermedades que no requieren incapacidad).

El nivel del riesgo (NR) se determinó multiplicando el nivel de probabilidad con el nivel de consecuencia, cuando este registró valores entre 4000 y 600 el nivel de riesgo fue considerado tipo I que significa situación crítica, si sus valores oscilaron entre 500 y 150 el nivel del riesgo se cataloga como tipo II y significa que se debe corregir, si toma valores entre 120-40, el nivel de riesgo es III y significa que el riesgo es mejorable, y si toma el valor de 20, el nivel de riesgo es IV y, en consecuencia, se deben mantener las medidas de control existentes.

Por otra parte, la aceptabilidad del riesgo se midió de acuerdo con el nivel del riesgo, donde un riesgo de I es no aceptable, un riesgo de II se consideró aceptable con control específico y III y IV es aceptable.

Por último, los criterios para establecer controles se hicieron de manera cualitativa y las medidas de intervención fueron consideradas como aquellas acciones que se determinaron para eliminar o reducir el riesgo.

6. Resultados y análisis

6.1 Características generales de las especies

En el presente estudio se evaluaron 8 especies ícticas propias del área de estudio (tabla 3), entre estas se encuentran: mojarra negra (*Oreochromis niloticus*), arenca (*Tryportheus magdalenae*), barbudo (*Pimelodus blochii*), doncella (*Ageñeiosus cáucanus*), viejito (*Cypocharax magdalenae*), mojarra amarilla (*Caquetaia kraussi*), pacora (*Plagioscion magdalenae*) y tilapia (*Oreochromis spp.*). Estas especies son fundamentales en el desarrollo económico y en la alimentación de las comunidades aledañas al Embalse del Guájaro.

Tabla 3

Nombres de las especies analizadas en el presente estudio y sus hábitos tróficos (C: carnívoro, D: detritívoro, O: omnívoro)

| Nombre científico | Nombre común | N | Hábito |
|-------------------------------|------------------|----|--------|
| <i>Oreochromis niloticus</i> | Mojarra negra | 10 | O |
| <i>Tryportheus magdalenae</i> | Arenca | 13 | C |
| <i>Pimelodus blochii</i> | Barbudo | 10 | O |
| <i>Ageñeiosus cáucanus</i> | Doncella | 10 | C |
| <i>Cypocharax magdalenae</i> | Viejito | 8 | D |
| <i>Caquetaia kraussi</i> | Mojarra amarilla | 9 | C |
| <i>Plagioscion magdalenae</i> | Pacora | 10 | C |
| <i>Oreochromis spp.</i> | Tilapia | 10 | O |

Fuente: Ortega & Peña, 2020.

La especie con mayor número de individuos recolectados en el estudio fue *Tryportheus magdalenae* con 13 individuos. Esta especie es endémica de la cuenca del Magdalena. Presenta un hábito trófico zooplantofago, por lo que es considerado un consumidor secundario y en las que influye directamente en la cantidad presente de branquioespinas que oscilan de 58 a 108 (Morales & Garcia Alzate, 2018). Esta especie vive en condiciones por encima del pH neutro y altas concentraciones de oxígeno disuelto, temperaturas por encima de los 27°C y profundidades de 2 m. Se considera que puede vivir en condiciones de salinidad y dureza, pero sus

características ecosistémicas preferidas son humedales de agua dulce (Valdelamar-Villegas, 2018).

Pimelodus blochii, conocido en el argot popular como barbudo o barbul, pertenece a los peces del orden *Siluriformes*, que en el país representa el 36% del consumo y que tienen gran aceptación comercial. Esta especie es propia de la cuenca del Magdalena y Orinoquía. Se caracteriza por tener una boca subterminal con premaxilares cónicos, pequeños y delgados, y sus aletas adiposas son cortas. Sus hábitos alimentarios apuntan hacia lo omnívoro teniendo en cuenta las condiciones ambientales (Guzmán et al., 2013). En la actualidad, es una de las especies con mayor grado de vulnerabilidad, ocasionado por la sobrepesca, la captura de individuos en estados juveniles, el deterioro ambiental de su hábitat, el taponamiento de las ciénagas en periodos de migración, entre otros (Morales & Lasso, 2011).

Por otro lado, *Plagioscion magdaleneae*, más conocido como pacora, es una especie que pertenece a la familia *Sciaenidae* y cuya alimentación es carnívora (peces pequeños).

Morfológicamente posee una aleta dorsal larga que se extiende hasta la cola y su boca se encuentra en el área baja del cuerpo. Habita a lo largo de la cuenca del Magdalena y es un recurso pesquero de gran impacto para el consumo humano. Las áreas de mayor recolección son Magangué, Chimichagua, Plato y Ayapel (Sistema de Información de Precios y Mercados para la Producción Acuícola y Pesquera, 2012).

La mojarra amarilla (*Caquetaia krausii*) es propia de Colombia y Venezuela. La mojarra amarilla presenta una serie de bandas transversales oscuras, manchas negras en la parte baja del opérculo debajo de su aleta dorsal. Habita en aguas tranquilas, por lo general ciénagas y humedales (Solano et al., 2013); se alimenta de peces e invertebrados pequeños, es básicamente carnívoro, aunque ocasionalmente puede alimentarse de las raicillas de algunas plantas acuáticas (Gómez , 2017)

En el caso de la mojarra negra (*Oreochromis niloticus*), es una especie tropical que prefiere aguas poco profundas, puede vivir más de 10 años; su cuerpo es comprimido por los costados y presenta puntos negros a lo largo del cuerpo, tiene un rápido crecimiento, reproducción durante todo el año y gracias a su talla mínima de maduración sexual, le da la capacidad de invadir cualquier tipo de ecosistema acuático (Arslan & Phelps, 2004). Es una especie originaria de África, nativa del río Nilo, la cual fue introducida en Colombia en la década de los 60 como un proyecto de acuicultura. Además, fue introducida voluntaria e involuntariamente por programas regionales en terrenos indudables del río Magdalena, la cual fue evaluada por Caraballo (1989) en 83,9 ton/mes, en 1988, en el embalse del Guájaro/Atlántico (Caraballo, 2009).

Cyphocharax magdalenae, más conocido como viejito en el departamento del Atlántico, y Yalúa en los departamentos de Córdoba y Sucre. Es una especie excepcional por su amplia distribución geográfica y la facilidad para adaptarse a condiciones adversas dentro del ecosistema. Al pertenecer a los *Characiformes* se encuentra relacionado a ecosistemas de agua dulce. Una de sus características fundamentales es la ausencia de dentición en alguna de sus mandíbulas (Blanco et al., 2005). Sus características morfológicas son cuerpo elongado, ligeramente de color plateado, no tiene manchas en las aletas y posee un pedunculo caudal. Su dieta está compuesta por fitoplancton, zooplancton y detritos. Se distribuye en el río Magdalena. Como la mayoría de los caraciformes, es netamente de agua dulce, existiendo tanto en aguas lénticas como lólicas y, en los sustratos fangosos. Son organismos dulceacuícolas y realizan migraciones laterales, las cuales se encuentran muy relacionadas con la parte física de su hábitat y con los cambios relacionados con los niveles del agua del río (Maldonado et al., 2005).

La tilapia (*Oreochromis spp.*), es una especie que ha sido incorporada en el país con el objetivo de impulsar el desarrollo económico y acuícolas de actores del sector pesquero, y en la

actualidad es una especie importante en el desarrollo acuícola (Salamanca et al., 2017). Pertenecce al orden *Perciforme* y a la familia *Cichlidae*, originaria de África y del Medio Oriente, como resultado del cruce de cuatro especies (*Oreochromis mossambicus*, *Oreochromis niloticus*, *Oreochromis hornorum* y *Oreochromis aurea*) (López & Cruz, 2011). Se encuentran especialmente en cuerpos de aguas interiores quietas y su alimentación es omnívora (Campo & Simanca, 2019). Se suele alimentar de fitoplancton, perifiton, plantas acuáticas, pequeños invertebrados, fauna béntica, desechos y capas bacterianas asociadas a los detritus (Vega et. al., 2010). Además, desplaza a las especies nativas y compite por espacio y alimento; se distribuye en el río Magdalena, Bajo Cauca, río San Jorge, río Sinú, río Atrato, y en Venezuela, en el lago Maracaibo; realiza migraciones laterales de acuerdo al nivel del agua del río (Ortega et. al., 2016; Hsin-Chieh et. al., 2017; Gómez et. al., 2020)

Ageneiosus caucanus, es cual es conocido como doncella, es una especie propia de la cuenca del río Magdalena y pertenece a la familia *Auchenipteridae* que están relacionados con bagres de pequeño tamaño. Morfológicamente es un pez de cuero, con cuerpo comprimido, cuya piel es de color amarillento y su región dorsal es grisácea con manchas negras transversales. Sus hábitos alimentarios son relacionados con peces carnívoros, los cuales se alimenta de peces pequeños, insectos y pequeños crustáceos (Tobías, 2006).

6.2 Concentración de metales pesados en tejido muscular

Las concentraciones de los metales pesados en los peces fueron analizadas en el tejido muscular. Es importante resaltar que dicho tejido es la principal parte comestible del pescado y en ella se evidencia gran parte de la acumulación de los contaminantes del ambiente acuático (Maldonado et al., 2015).

A partir de los resultados obtenidos se puede evidenciar que el metal que presentó las concentraciones promedios más altas fue el Zn con un valor de 7,82 ug/g, mientras que el Hg registró las concentraciones más bajas con un valor de 0.01 ug/g. Con base en lo anterior se puede generar el siguiente orden: Zn > Cr > Pb > Hg (Tabla 4). El orden liderado por las concentraciones de Zn y Cr coincide con los reportados por Fuentes et al., 2018 en peces recolectados en la ciénaga de Mallorquín, la cual es receptora de efluentes provenientes en gran parte de procesos industriales de metalurgia y vidriería.

El contenido más alto de Hg se presentó en la pacora (*Plagioscion magdalenae*) con un promedio de 0.222 µg/g y la concentración más baja se reportó en la mojarra negra (*Oreochromis niloticus*) con una concentración de 0.017 µg/g. El orden decreciente de las concentraciones de Hg en relación al tejido muscular desarrollado por la investigación fue: *Plagioscion magdalenae* > *Ageneiosus caucanus* > *Tryportheus magdalenae* > *Pimelodus blochii* > *Ciphocharax magdalenae* > *Caquetaia krausii* > *Oreochromis spp* > *Oreochromis niloticus*.

En cuanto al Pb, el cual es un metal pesado con efectos teratógenos, mutagénicos y de gran impacto en el metabolismo del ser humano, dentro de la investigación la especie con la mayor concentración promedio se presentó en *Caquetaia krausii* con 0.088 µg/g mientras que la más baja se registró en la especie *Plagioscion magdalenae*, cuyo resultado promedio fue de 0.012 µg/g. El orden decreciente de las concentraciones de Pb con relación a su acumulación en los tejidos de las especies ícticas estudiadas corresponde a: *Caquetaia krausii* > *Pimelodus blochii* > *Tryportheus magdalenae* > *Oreochromis niloticus* > *Ciphocharax magdalenae* > *Oreochromis spp* > *Ageneiosus caucanus* > *Plagioscion magdalenae*.

Para el caso del Zn, los valores registrados en mayor cantidad fueron los de la especie *Tryportheus magdalenae* con 14.2 µg/g, en cambio los niveles más bajos se encontraron en *Pinelodus blochii* con 5 µg/g. El orden decreciente de las concentraciones de Zn con relación a su acumulación en los tejidos de las especies ícticas estudiadas corresponde a: *Tryportheus magdalenae* > *Ciphocharax magdalenae* > *Caquetaia krausii* > *Ageneiosus caucanus* > *Oreochromis spp* > *Oreochromis niloticus* > *Plagioscion magdalenae* > *Pinelodus blochii*.

El Cr, el cual es un elemento usado en la industria metalúrgica y energética, también fue un metal pesado que se evidenció en la arenca (*Tryportheus magdalenae*) con 0.86 µg/g y en menor concentración en *Oreochromis spp* con 0.413 µg/g. El orden decreciente de las concentraciones de Cr en relación a su acumulación en los tejidos de las especies ícticas estudiadas corresponde a: *Tryportheus magdalenae* > *Ciphocharax magdalenae* > *Ageneiosus caucanus* > *Plagioscion magdalenae* > *Caquetaia krausii* > *Pinelodus blochii* > *Oreochromis niloticus* > *Oreochromis spp*.

Tabla 4

Concentraciones de mercurio, plomo, zinc y cromo presentes en el tejido muscular de especies estudiadas. Los resultados son expresados como $M \pm S$: promedio – desviación estándar y rango (mínimo-máximo) en $\mu\text{g/g}$.

| Nombre científico | Hg | | Pb | | Zn | | Cr | |
|-------------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|--------------|-------------------|---------------|
| | M \pm S | Rango | M \pm S | Rango | M \pm S | Rango | M \pm S | Rango |
| <i>Oreochromis niloticus</i> | 0.017 \pm 0.002 | 0.015 \pm 0.025 | 0.054 \pm 0.017 | 0.01 \pm 0.064 | 5.892 \pm 0.443 | 3.76 – 8.8 | 0.459 \pm 0.008 | 0.36 - 0.56 |
| <i>Tryportheus magdalenae</i> | 0.104 \pm 0.039 | 0.063 \pm 0.190 | 0.054 \pm 0.022 | 0.02 \pm 0.085 | 14.2 \pm 1.482 | 4.7 – 61.1 | 0.862 \pm 0.790 | 0.46 – 3.46 |
| <i>Pinelodus blochii</i> | 0.03 \pm 0.0076 | 0.019 \pm 0.041 | 0.055 \pm 0.044 | 0.01 \pm 0.112 | 5 \pm 1.21 | 3.62 – 7.76 | 0.5 \pm 0.186 | 0.11 - 0.81 |
| <i>Ageneiosus caucanus</i> | 0.12 \pm 0.05 | 0.05 \pm 0.2 | 0.013 \pm 0.063 | 0.05 \pm 0.0224 | 6.63 \pm 1.93 | 4.95 – 10.35 | 0.673 \pm 0.085 | 0.564 - 0.793 |
| <i>Ciphocharax magdalenae</i> | 0.029 \pm 0.019 | 0.015 \pm 0.062 | 0.037 \pm 0.003 | 0.033 \pm 0.042 | 10.6 \pm 1.8 | 8.12 – 12.8 | 0.81 \pm 0.086 | 0.7 - 0.92 |
| <i>Caquetaia krausii</i> | 0.022 \pm 0.014 | 0.014 \pm 0.042 | 0.088 \pm 0.063 | 0.01 \pm 0.197 | 9.21 \pm 3.9 | 4.18 – 15.57 | 0.59 \pm 0.416 | 0.09 – 1.28 |
| <i>Plagioscion magdalenae</i> | 0.222 \pm 0.08 | 0.11 \pm 0.352 | 0.012 \pm 0.005 | 0.01 \pm 0.022 | 5.06 \pm 1.02 | 3.58 – 7.0 | 0.639 \pm 0.081 | 0.538 - 0.792 |
| <i>Oreochromis spp</i> | 0.019 \pm 0.003 | 0.014 \pm 0.025 | 0.03 \pm 0.021 | 0.01 \pm 0.068 | 6.02 \pm 1.7 | 3.75 – 7.95 | 0.413 \pm 0.14 | 0.18 – 0.564 |
| Total | 0.069 \pm 0.026 | 0.014 \pm 0.352 | 0.043 \pm 0.029 | 0.01 - 0.197 | 7.826 \pm 1.016 | 3.58 – 61.1 | 0.630 \pm 0.284 | 0.09 – 3.46 |

Fuente: Ortega & Peña, 2020

Las concentraciones más altas de Hg y Pb fueron evidenciadas en individuos con hábitos tróficos carnívoros, mientras que especies con hábitos omnívoros reportaron altas concentraciones de Zn. En cuanto al Cr, las mayores concentraciones se presentaron en especies con hábito carnívoro/zooplantófago.

Los resultados encontrados en las especies con hábitos tróficos son congruentes con otras investigaciones, tal como se indica en el estudio realizado por Ravanbakhsh et. al., (2020) quienes obtuvieron las mayores concentraciones de Hg ($3.15 \mu\text{g/g}$) en las muestras de tejido muscular de la especie íctica carnívora *Johnius Belangerii* procedentes del estuario Musa. Al igual que otro estudio sobre bioacumulación realizado en el mar Rojo, muestran las concentraciones más altas de plomo en 4 especies de alimentación carnívora (*Epinephelus spp*, *Caranx spp*, *Synodus spp* y *Carangoides bajad*) y la parte donde presentó mayor bioacumulación fue en las branquias; en cuanto a tejido muscular, la mayor concentración de plomo fue la de *Epinephelus spp* con $0.88 \mu\text{g/g}$ (El-Moselhy et. al., 2014). Las especies carnívoras tienden a acumular grandes cantidades de metales, y esto depende en gran parte de la ingesta y la capacidad de excreción de los mismos, sin embargo, este patrón varía porque las especies difieren en sus desplazamientos y en los niveles de exposición a estos contaminantes, por lo que se suele reflejar problemas de contaminación de diferentes áreas (Campo & Simanca, 2019). Por otro lado, en el estudio de Arulkumar et al., 2017 se reportó altas concentraciones de Zn en la especie íctica *Chanos chanos* ($40 \mu\text{g/g}$) y en especies de crustáceos y langostinos como *Portunus pelagicus* ($55.14 \mu\text{g/g}$) y *Peneas indicus* ($39 \mu\text{g/g}$), las cuales pueden vivir en ambientes salados y de agua dulce y cuya alimentación cambia bajo las condiciones ambientales de la costa de Thondi. Dentro de las revisiones realizadas por la investigación las

concentraciones de Zn se encuentran en los límites permisibles de la FAO a diferencia de la normativa inglesa y turca que son más estrictas en cuanto a concentración (50 ppm).

Por otro parte, los factores bióticos y abióticos influyen directamente en la acumulación de metales pesados en los peces, dentro de estos factores se encuentra el tipo de alimentación (carnívoro, omnívoro, herbívoro, entre otros), la actividad metabólica, el sexo, la edad, el tamaño, el ciclo reproductivo, las condiciones medioambientales (Korkmaz et al, 2019). Las concentraciones de metales pesados en el músculo y aletas de las especies pueden indicar los posibles riesgos para la salud humana debido a que están asociada a agentes contaminantes. La bioacumulación de contaminantes en el tejido muscular es menor que en otros órganos como el hígado y las branquias, sin embargo, suele utilizarse con mucha frecuencia en este tipo de estudios por su alto consumo y la facilidad de este para el desarrollo de pruebas (Campo & Simanca, 2019).

Los metales pesados son los agentes contaminantes de mayor impacto en el mundo acuático. Estos provienen de vertimientos de residuos y efluentes provenientes de la agricultura, la combustión, las actividades mineras, petrolíferas e industriales, los cuales en muchas ocasiones se precipitan en el fondo del cuerpo del agua o quedan disponibles en el ecosistema (Milenkovic et. al., 2019). En la cuenca del Magdalena hay un alto grado de contaminación por la extracción aurífera y minera a lo largo de su ribera y las descargas de aguas domésticas provenientes de los municipios, sumado a la descarga contaminante de los ríos afluentes que también reciben contaminantes productos de actividades antrópicas (Mancera & Alvarez, 2006). A igual que en la cuenca del río Magdalena, las actividades agrícolas y mineras son los focos principales de contaminación del embalse del Guájaro (Torres et al., 2018).

La presente investigación presentó niveles de mercurio significativos en los tejidos musculares de las especies, posiblemente esto se debe a las descargas de residuos de plaguicidas provenientes de la agricultura aledaña al cuerpo de agua, la contaminación por mercurio del río Magdalena provenientes de las cuencas altas y medias, la actividad de las canteras en conjunto con los cambios de pH en el suelo posiblemente son los factores que influyen en el incremento de las concentraciones de Hg y, la incineración de residuos domésticos, ocasionando la liberación de Hg al aire, columnas de agua y suelo. En cuanto a la presencia de niveles de Pb, probablemente sea el reflejo de las descargas de efluentes de combustibles producto de las lanchas y los métodos de pesca sumado a la disposición de residuos como baterías, pilas, celulares y máquinas que van a parar al cuerpo del agua (Oyaga, 2013). Respecto a las concentraciones de Zn, pueden estar asociadas al sector industrial y farmacéutico como también al uso de fertilizantes ricos en este metal. En cuanto a los contenidos de Cr, posiblemente estén relacionado con el uso de agroquímicos, efluentes domésticos, la industria aledaña al río Magdalena y el bombeo de agua con arrastre de sedimentos desde el canal del Dique hacia el embalse del Guájaro, con el fin de garantizar el sostenimiento de los niveles críticos del cuerpo de agua.

Por otra parte, las concentraciones de metales del presente estudio fueron comparadas con los límites máximos permisibles establecidos a nivel internacional y nacional (Tabla 1). En ese sentido, ninguna de las muestras analizadas presentó concentraciones por encima de los límites permitidos. Sin embargo, se requiere de un continuo monitoreo de dichas concentraciones ya que estas se pueden incrementar a corto y mediano plazo, generando efectos adversos tanto a los organismos que habitan en el ecosistema como a las personas que consumen estos organismos.

6.3 Comparación de concentraciones encontradas en el músculo con otros estudios

A continuación, se presentan los resultados de otras investigaciones nacionales e internacionales en cuanto a contaminación por metales pesados en peces (tabla 5). Las investigaciones en Colombia apuntan principalmente a la evaluación de las concentraciones de mercurio, cadmio y plomo en los ríos y la fauna acuática, debido a las deficientes técnicas utilizadas en la minería y en la agricultura. Según la tabla las concentraciones más altas de mercurio se encuentran en ciénagas del Bajo Magdalena y en la especie *Caquetaia kraussii*, cuyas concentraciones estuvieron alrededor de 1 µg/g, a diferencia de los otros estudios, quienes tomaron datos menores a uno, además, se encuentra por encima del límite permisible de la resolución 122 de 2012 (0.55 µg/g). A diferencia de la investigación desarrollada en la que dicha especie obtuvo una concentración de 0.02 (µg/g), por lo que se infiere que el embalse del Guájaro en cuanto a las concentraciones de Hg es un humedal con menor impacto en cuanto a actividades antrópicas e industriales.

Los contenidos de Hg de esta investigación encontrados en la especie *Ageneiosus caucanus* son inferiores a los reportados por los otros estudios, exceptuando el valor de Mancera y Álvarez (2006) el cual su concentración toma valores menores a todos los reportados. Caso contrario se reportó en la especie *Thriportheus magdaleneae* cuyos contenidos de Hg fueron menores a los reportados en este estudio, a excepción de la concentración encontrada por Asencio (2014), cuyo valor fue superior. Posiblemente esta situación es el reflejo de la contaminación por Hg presentes en los sedimentos de los cuerpos de agua aledaños al embalse como son el río Magdalena y del canal del Dique.

Las mayores concentraciones de Hg (0.22 µg/g) se encontraron en la especie *Plagioscion magdaleneae*, estas concentraciones fueron superiores a las reportadas en individuos capturados en el río Sinú (Marrugo et al., 2015), no obstante, son menores a las concentraciones reportadas

por Macera & Álvarez (2006) en individuos de la misma especie que fueron recolectados en el río San Jorge.

Por otro lado, una de las especies que presentó niveles más altos de Zn (10.6 ug/g) fue *Cyphocharas magdaleneae*, al comparar dichos niveles con especímenes del mismo género se evidencia que las concentraciones encontradas en la especie *Cyphocharax voga* triplican a las de este estudio (30,9 ug/g), en cambio para la especie *Cyphocharax goulding*, en Amapá, Brasil se registraron concentraciones de Zn que están por debajo a las halladas en esta investigación.

Respecto a los contenidos de Pb se destaca el estudio realizado por Pandilha et al., 2015 quienes reportaron altos contenido de Pb (0.149 ug/g) en la especie *Pimelodus blochii*, a diferencia del presente estudio donde la concentración es menor (0.05 ug/g). Por otro lado, en los diferentes estudios encontrados se evidenciaron concentraciones mayores a la de este estudio en la especie *Oreochromis spp*, exceptuando las concentraciones de Campo & Simanca (2019) en La Guajira que fueron similares. Por otra parte, la especie *Oreochromis niloticus* presentó en los estudios internacionales concentraciones mayores a las registradas en el actual estudio.

En cuanto al cromo, la especie *Oreochromis spp* evaluada en la laguna de Sonso, Valle del Cauca, presentó concentraciones muy por debajo (0.05 mg/g) con las comparadas en este estudio (0.419 mg/g). Sin embargo, la especie que mayor concentración de cromo obtuvo durante todo el estudio fue la arenca (*Tryportheus magdaleneae*), al realizar la comparación por género, se observa que en la especie *Tryportheus spp*, en Sao Paulo, obtiene valores inferiores a los mostrado en la presente investigación.

Tabla 5

Valores de la concentración de metales pesados (Hg, Pb, As, Zn, Cr) en el tejido muscular de las especies estudiadas comparados con otras investigaciones a nivel nacional e internacional. Los resultados son expresados como M: promedio o el rango.

| Género | Nombre científico | Localización | Hg | Pb | Zn | Cr | Referencias |
|-------------|-----------------------------------|-----------------------------|-------------|-------|------|------|---------------------------|
| Caquetaia | <i>Caquetaia kraussii</i> | Ciénagas del bajo Magdalena | 1 | - | - | - | (Mancera & Alvarez, 2006) |
| | | Río San Jorge, Sucre | 0.315 | - | - | - | (Mancera & Alvarez, 2006) |
| | | Ciénaga de Capote | 0.06-0.110 | - | - | - | (Mancera & Alvarez, 2006) |
| | | Ciénaga de Ayapel | 0.401 | - | - | - | (Marrugo et. al., 2007) |
| | | Ayapel | 0.283 | - | - | - | (Gracia et. al., 2010) |
| | | Río Las Marías, Venezuela | 1.02 | - | - | - | (Kwon et. al., 2012) |
| | | Rivera del Sinú | 0.34-1.41 | - | - | - | (Marrugo et. al., 2015) |
| | | Chocó | 0.24 | - | - | - | (Torres et. al., 2018) |
| | | Chocó | - | - | - | ND | (Palacios et. al., 2020) |
| | | Embalse del Guájaro | 0.022 | 0.088 | 9.21 | 0.59 | Este estudio |
| Plagioscion | <i>Plagioscion surinamensis</i> | Ciénaga de Ayapel | 0.277 | - | - | - | (Marrugo et. al., 2007) |
| | <i>Plagioscion squamosissimus</i> | Sao Paulo | - | 0.08 | 6.84 | 0.16 | (Meche et. al., 2010) |
| | | Amazonia brasilera | 0.781 | - | - | - | (Silva & Lima, 2020) |
| | | Parà | 0.18 | - | - | - | (Custodio et. al., 2020) |
| | | Río San Jorge, Sucre | 0.311 | - | - | - | (Mancera & Alvarez, 2006) |
| | | Rivera del Sinú | 0.16-0.28 | - | - | - | (Marrugo et. al., 2015) |
| | | Embalse del Guájaro | 0.222 | 0.011 | 5.06 | 0.64 | Este estudio |
| Ageneoiosus | <i>Ageneoiosus caucanus</i> | Ciénaga de Capote | 0.045-0.107 | - | - | - | (Mancera & Alvarez, 2006) |
| | | Río San Jorge, Sucre | 0.381 | - | - | - | (Mancera & Alvarez, 2006) |
| | | Ciénaga de Ayapel | 0.504 | - | - | - | (Marrugo et. al., 2007) |
| | | Rivera del Sinú | 0.27-1 | - | - | - | (Marrugo et. al., 2015) |
| | | Embalse del Guájaro | 0.12 | 0.014 | 6.63 | 0.67 | Este estudio |
| | <i>Ageneoiosus pardalis</i> | Chocó | 0.95 | - | - | - | (Torres et. al., 2018) |
| | | Chocó | - | - | - | 0.53 | (Palacios et. al., 2020) |
| | <i>Ageneoiosus inermis</i> | Amazonia brasilera | 0.524 | - | - | - | (Silva & Lima, 2020) |
| Thriporthus | <i>Thriporthus spp.</i> | Sao Paulo | - | 0.69 | 7.15 | 0.19 | (Meche et. al., 2010) |
| | <i>Thriporthus magdalenae</i> | Canal del Dique | 0.026-0.219 | - | - | - | (Mancera & Alvarez, 2006) |
| | | Rivera del río Nechi | 0.062 | - | - | - | (Alvarez et. al., 2012) |
| | | Rivera La miel | 0.027 | - | - | - | (Alvarez et. al., 2012) |
| | | La Dorada | 0.458 | - | - | - | (Ascensio, 2014) |
| | | Embalse del Guájaro | 0.104 | 0.050 | 14.2 | 0.86 | Este estudio. |

| | | | | | | | |
|-------------|-------------------------------|----------------------------------|-----------|-------|------|-------|---------------------------------|
| Pimelodus | <i>Pimelodus punctatus</i> | Chocó | - | - | - | ND | (Palacios et. al., 2020) |
| | | Honda | 0.03-3.53 | - | - | - | (Mancera & Alvarez, 2006) |
| | <i>Pimelodus clarias</i> | Neiva | 0.05 | - | - | - | (Mancera & Alvarez, 2006) |
| | | Salta, Argentina | - | 0.05 | - | - | (Stassen et. al., 2012) |
| | | Tolima (río magdalena) | - | 1.136 | - | - | (Noreña et. al., 2012) |
| | <i>Pimelodus blochii</i> | Rio Las Marías, Venezuela | 0.19 | - | - | - | (Kwon et. al., 2012) |
| | | Amapá, Brasil | 0.203 | 0.149 | 0.20 | 0.07 | (Pandilha et. al., 2015) |
| | | Embalse del Guájaro | 0.03 | 0.055 | 5 | 0.5 | Este estudio |
| | <i>Ciphocharax gouldingi</i> | Amapá, Brasil | 0.205 | 0.093 | 0.76 | 0.136 | (Pandilha et. al., 2015) |
| | <i>Ciphocharax voga</i> | Rivera Sinos | - | 2.1 | 30.9 | 2.1 | (Weber et. al., 2013) |
| Ciphocharax | | Rivera del Sinú | 0.180 | - | - | - | (Marrugo et. al., 2015) |
| | <i>Cyphocharax magdalenae</i> | Chocó | 0.06 | - | - | - | (Torres et. al., 2018) |
| | | Chocó | - | - | - | ND | (Palacios et. al., 2020) |
| | | Embalse del Guájaro | 0.029 | 0.037 | 10.6 | 0.81 | Este estudio |
| | | Embalse de Betania | 0.03 | - | - | - | (Mancera & Alvarez, 2006) |
| Oreochromis | | Laguna de Sonso, Valle del Cauca | 0.009 | 0.045 | - | 0.054 | (Caceres et. al., 2010) |
| | <i>Oreochromis spp.</i> | Rivera Ogun, Nigeria | - | 9.73 | - | - | (Ayanda et. al., 2019) |
| | | La Guajira | - | 0.037 | 4.02 | 0.726 | (Campo & Simanca, 2019) |
| | | Embalse del Guájaro | 0.019 | 0.03 | 6.02 | 0.41 | Este estudio. |
| | <i>Oreochromis niloticus</i> | Hamedan, Irán | - | 0.551 | - | 1.54 | (Tayebi & Sobhanardakani, 2020) |
| | | Kuala Lumpur | - | 0.078 | - | - | (Ishak et. al., 2020) |
| | | Riyad | - | 1.12 | - | - | (Mahboob et. al., 2020) |
| | | Parà | 0.02 | - | - | - | (Custodio et. al., 2020) |
| | | Embalse del Guájaro | 0.017 | 0.054 | 5.89 | 0.45 | Este estudio |
| | | | | | | | |

Fuente: Ortega & Peña, 2020.

6.4 Riesgo potencial

El riesgo potencial fue estimado con base a los promedios de las concentraciones obtenidas por cada metal y el valor empleado como ingesta de consumo semanal (2100 g) fue tomado con base a entrevistas realizadas a los pescadores del embalse. Para el riesgo por Hg se estimó la ingesta semanal de metilmercurio (ISMeHg) obteniéndose un valor de 1.89 mg/g. Con base a este valor se calculó la concentración de MeHg⁺ que deberían tener los peces para que su ISMeHg⁺ no exceda lo establecido por la JECFA (2003), la estimación produjo un valor de 0.053 ug/kg, sin embargo, las especies *Tryportheus magdalenae*, *Ageneiosus caucanus* y *Plagioscion magdalenae*, presentaron concentraciones superiores, por lo que se recomienda a la población disminuir su consumo para evitar futuros problemas a la salud. En este orden de ideas, se procedió a calcular la tasa de consumo, el cual tuvo un valor de 1777.77 g/día.

Por otro lado, el riesgo potencial para los otros metales se determinó con base a los niveles de exposición (tabla 6). En esta se puede observar que se presentan los resultados de la estimación del riesgo al consumir peces contaminados por metales pesados.

El mayor nivel de exposición la presentó el zinc con un valor de 33.51 ug/kg/día, mientras que el mayor riesgo potencial de las especies estudiadas se presentó en el cromo, con un valor de 0.87; sin embargo, el RP no llega a ser superior a 1. A pesar de que este riesgo obtenido no superó el límite permitido para las especies analizadas, obtuvo valores muy cercanos a 1, situación que merece mayor atención debido a la variabilidad de consecuencias adversas que podrían presentarse en la salud humana, debido al alto riesgo que presenta. En este sentido, el Cr es considerado por la *International Agency for Research on Cancer*, como carcinógeno del grupo I, presentando alteraciones en un organismo como intercambio de cromátidas hermanas,

aberraciones cromosómicas y reacciones cruzadas en la cadena de ADN, además de daños del tracto gastrointestinal y renal (Valko et. al., 2006; Nickens, et. al. 2010).

Tabla 6

Estimación del riesgo potencial en la población del Embalse del Guájaro por consumo de peces contaminados por Hg, Pb, Zn y Cr [mg/kg].

| Metal | Nivel de exposicion (E) (ug/kg/dia) | Riesgo Potencial (RP) | Tasa de consumo (TC) (g/dia) |
|--------------|--|--------------------------------------|---|
| Pb | 0.17 | 0.04 | 6125 |
| Cr | 2.61 | 0.87 | 240,98 |
| Zn | 33.51 | 0.11 | 187979,54 |

Fuente: Ortega & Peña, 2020.

Por otra parte, el menor riesgo se presentó en el plomo con un valor $RP = 0.04$ y para el zinc, un valor $RP=0.11$. Según Lorenzo et al. (2016), estos valores no representan riesgo para la salud humana, puesto que RP no excede el valor de 1, siendo imperceptible la posibilidad de que ocurran consecuencias adversas sobre la salud de la población. Sin embargo, el hecho de que ya existan concentraciones de Pb en los peces, es una situación preocupante, porque los niveles de este contaminante se pueden incrementar con el pasar del tiempo y el riesgo también se acrecentaría. Adicionalmente, los niveles de exposición (E) obtenidos se compararon con la RfD establecida por USEPA, 2016 (Tabla 2), observando que no sobrepasan los límites.

Es importe destacar que independientemente de que los valores del riesgo de exposición a los metales Zn, Cr y Pb no sobrepasaron el valor de uno, estos metales tienden a bioacumularse y biomagnificarse en la cadena trófica ocasionando alteraciones a la salud tanto a los organismos presentes en el ecosistema como a los humanos (Londoño et al., 2016).

Además, se determinó la cantidad de carne de pescado (TC) que una persona puede consumir en un día, sin riesgo de presentarse consecuencias adversas sobre la salud con base en la dosis de referencia (RfD). Al considerar las concentraciones de Cd, Pb y Zn del presente estudio, se puede evidenciar que la tasa de consumo para peces contaminados por Cr es baja (240.9 g/día), ya que un valor superior a este ocasionaría problemas a los consumidores de estos peces.

Al comparar los resultados con otros estudios, se puede evidenciar que el riesgo potencial registrado para Pb es menor al reportado por Storelli et al., (2020), ya que en su investigación estimaron un RP de 0.11. Otra investigación realizada por Nimah, et. al., (2019) indica un RP de 0.05, el cual es mayor al reportado por la presente investigación.

Asimismo, el riesgo potencial por Cr fue menor a los reportados para ecosistemas impactados por este metal (Fuentes et al., 2018; Nimah, et. al., 2019). No obstante, los resultados en este estudio (0.8) fueron superiores a los obtenidos por Storelli et al., (2020) debido a que registraron un RP de 0.1.

6.5 Enfermedades causadas por presencia de metales pesados

A continuación, en la tabla 7, se relacionan algunas enfermedades ocasionadas en la salud de las personas por la presencia de metales pesados:

Tabla 7

Efectos en la salud por la presencia de metales pesados Hg, Pb, Zn y Cr [mg/kg]

| Metal pesado | Efectos en su exposición | Referencias |
|---------------------|---|------------------------|
| | Precursora de la enfermedad de alzheimer en ratones | (Wu et. al., 2020) |
| Plomo | Aumento de probabilidades de contraer enfermedades cardiovasculares | (Liu et. al., 2020) |
| | Enfermedad de Parkinson | (Lauring et al., 2019) |

| | | |
|----------|---|---------------------------|
| | Cáncer en la sangre | (Duan et. al., 2020) |
| | Ataxia y trastornos del sueño | (Steckling et. al., 2017) |
| Mercurio | Arteriosclerosis y enfermedades coronaria | (Asgary et. al., 2017) |
| | Complicaciones fetales y en el embarazo | (Granitzer et. al., 2019) |
| Cromo | Eccema | (Chen et. al., 2008) |
| | Carcinogénico | (Briffa et. al., 2020) |
| Zinc | Incidencia en enfermedades cardiovasculares | (Yan et. al., 2020) |

Fuente: Ortega & Peña, 2020.

6.6 Matriz de riesgo

Tabla 8

Matriz de riesgo e impactos en salud humana por presencia de los metales pesados estudiados

| Zona/lugar | Actividad | Rutinario | Peligro | | Efecto posible | Controles existentes | | Evaluación del riesgo | | | | | | Valoración Del riesgo | Criterios para establecer controles | | Medidas de intervención | | |
|---------------------|------------------|-----------|--|---------------|--|----------------------|-------------------------|-----------------------|---------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|-------------------------------------|--------------------------------------|---|--|--|
| | | | Descripción | Clasificación | | Fuente | Medio | Nivel de Deficiencia | Nivel de Exposición | Nivel de probabilidad | Interpretación del NP | Nivel de consecuencia | Nivel de riesgo | Interpretación del NR | Aceptabilidad del riesgo | Peor consecuencia | Existencia de requisito legal (si o no) | Controles de ingeniería | Controles administrativos, señalización advertencia |
| EMBALSE DEL GUAJARO | CONSUMO DE PECES | SI | Uso inapropiado de plaguicidas y fertilizantes | Químico | Efectos mutagénicos y teratogénicos | CRA | Inspecciones al embalse | 2 | 2 | 4 | Bajo | 10 | 40 | III | Aceptable | Interrupción de procesos metabólicos | NO | Instalar sistema de riegos amigables con el ambiente | Capacitación a los campesinos y empresas alrededor del embalse |
| | | | | | Enfermedades cardiovasculares | ninguno | ninguno | 0 | 1 | 2 | Bajo | 10 | 20 | IV | Aceptable | Enfermedad temporal | NO | Implementar fertilizantes ecológicos | Control del uso de fertilizantes |
| | | | Vertimiento de agua residuales | Químico | Convertir el área en química peligrosa | ninguno | ninguno | 2 | 1 | 3 | Bajo | 25 | 75 | III | Aceptable | Pérdida parcial del embalse | SI | Tratamiento de agua residuales | Inspección de equipos para el tratamiento de aguas residuales |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--|--|--|--|---------|--|-----|---|---|---|---|------|----|----|-----|-----------|------------------|----|--|--|
| | | | Alto contenido de Metales pesados en sedimento | Químico | Alteración de cadena alimenticia natural | CRA | Medidas de características físicoquímicas del embalse | 2 | 2 | 4 | Bajo | 10 | 40 | III | Aceptable | Pérdida de fauna | SI | Tratamiento de sedimentos producto de las aguas residuales. Extracción de metales pesados. | Planificación del muestreo de sedimentos |
|--|--|--|--|---------|--|-----|---|---|---|---|------|----|----|-----|-----------|------------------|----|--|--|

Fuente: Ortega & Peña, 2020.

De la matriz de riesgo presentada en la tabla 8, se puede evidenciar que existen tres peligros hallados, y generan cuatro posibles efectos, tales como enfermedades mutagénico y teratogénico, que obtuvo un nivel de riesgo aceptable, lo cual quiere decir que se debe disminuir el uso de fertilizantes y pesticidas que son las sustancias que podrían estar generando dichos efectos. Por su parte, los metales podrían contribuir con la aparición de enfermedades cardiovasculares, aunque su probabilidad es baja ya que se tendría que incrementar el consumo de estos peces y las concentraciones de los metales deberían sobrepasar los límites permitidos. Sin embargo, no hay que olvidar las características de biomagnificación y bioacumulación en dichos animales en este ecosistema podrían alterar los resultados expuesto.

Por otro lado, el vertimiento de agua residuales podría generar que el embalse del Guájaro se convierta en un cuerpo de agua con peligrosidad química, aunque la probabilidad que pase es baja, tendría que presentarse otros factores como la pérdida parcial de este embalse siendo una de las peores consecuencias por la alta contaminación química en este cuerpo de agua.

En el mismo sentido, el alto contenido de metales pesados en sedimentos de este embalse conllevaría a la disminución y pérdida tanto de fauna y flora, no obstante, el nivel de probabilidad que esto suceda es bajo, ya que en el estudio se hallaron bajas concentraciones de metales pesados en el tejido muscular de los peces.

Para finalizar, se debe expresar que los riesgos hallados en la matriz concuerdan con el riesgo potencial cuantificado.

7. Conclusiones

El estudio desarrollado indicó que todas las especies capturadas presentaron metales pesados (Hg, Pb, Cr, Zn) en los músculos analizados. Las concentraciones más altas de metales fueron registradas en el zinc en la especie *Tryportheus magdalenae* (14.2 ug/g) y las más bajas en el plomo en la especie *Plagioscion magdalenae* (0.012 ug/g).

En cuanto al análisis relacionado a la calidad fitosanitaria, se encontró que las especies estudiadas están por debajo de los límites permisibles de Hg, Pb y Zn propuestos por las diversas organizaciones nacionales e internacionales, sin embargo, para el Cr la normativa colombiana no ha sido detallada con rigurosidad, por lo que se requiere la importancia de la actualización de la normativa técnica colombiana en concentraciones de metales pesados en especies ícticas.

El mayor riesgo potencial fue determinado para el Cr con un valor de 0.87, valor que es muy cercano a 1. Por lo tanto, un aumento en las cantidades de consumo de esta especie puede generar efectos adversos a la salud.

Recomendaciones

- Continuar con los estudios de análisis de riesgo a la población que se encuentra vinculada al consumo frecuente de las especies estudiadas y que sean aledañas al área de estudio.
Asimismo, se recomienda el consumo moderado de dichas especies en los habitantes aledaños al embalse del Guájaro, teniendo en cuenta las características de bioacumulación propias de los metales pesados.
- Analizar la presencia de metales pesados como Cd, As y Mo los cuales son residuos en procesos industriales cuya ubicación geográfica es cercana al río Magdalena.
- Es necesario que las autoridades ambientales realicen monitoreos de manera continua para verificar el estado de las concentraciones de estos y otros metales pesados teniendo en cuenta las épocas secas y lluviosas del año.

Referencias

- Ahmad, M., Islam, S., Rahman, S., Haque, M., & Islam, M. (2010). Heavy metals in water, sediment and some fishes of buriganga river, Bangladesh. *Revista Internacional de Investigación Ambiental*, 4(2), 321-332.
- Alamdar, A., Eqani, S., Hanif, N., Ali, S. M., Fasola, M., Bokhari, H., . . . Shen, H. (2017). Human exposure to trace metals and arsenic via consumption of fish from river Chenab, Pakistan and associated health risks. *Chemosphere*, 168, 1004-1012.
- Alquezar, C., Felix, J., McCandlish, E., Buckley, B., Caparros-Lefebvre, D., Karch, C., . . . Kao, A. (2020). Heavy metals contaminating the environment of a progressive supranuclear palsy cluster induce tau accumulation and cell death in cultured neurons. *Sci Rep*, 569.
- Alvarez, S., Jessick, A., Palacio, J., & Kolok, A. (2012). Methylmercury concentrations in six fish species from two colombian rivers. *Bull Environmental Contaminat Toxicology*, 65-68.
- Argumedo, C., & Deluque, H. (2015). Niveles y distribución de metales pesados en el agua de la zona de playa de Riohacha. La Guajira. Colombia. *Revista de Investigación Agraria Y Ambiental*. .
- Ariza, R., & Avendaño, A. (2017). *Caracterización fisicoquímica y microbiológica de las aguas superficiales del Embalse del Guajaro y distrito de riego del municipio de Repelón, Atlántico*. Barranquilla: Universidad de la Costa.
- Arostegui, V. (2017). *Determinación de los niveles de concentración de mercurio en suelos y plátano musa cultivar aab, sub grupo plantain, en Sarayacu, Punkiri Chico e Iberia*. Perú: Universidad Nacional Amazonica Madre de Dios.
- Arslan, T., & Phelps, R. (2004). Production of monosex male black crappie, *Pomoxis nigromaculatus*, populations by multiple androgen immersion. *Aquaculture*, 561-573.
- Arulkumar, A., Paramasivam, S., & Rajaram, R. (2017). Toxic heavy metals in commercially important food fishes collected from Palk Bay, Southeastern India. *Marine Pollution Bulletin*, 454-459.
- Ascensio, L. L. (2014). *Contenido de mercurio en musculo de algunas especies icticas de interés comercial presentes en ocho sitios de muestreo de la cuenca del río Magdalena*. Bogota: Universidad Militar Nueva Granada.
- Asgary, S., Mohavedian, A., Keshvari, M., Taleghani, M., Sahebkar, A., & Sarrafzadegan, N. (2017). Serum levels of lead, mercury and cadmium in relation to coronary artery disease in the elderly: A cross-sectional study. *Chemosphere*, 540-544.

- Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca, AUNAP. (2019). Obtenido de <https://www.aunap.gov.co/index.php/sala-de-prensa/boletines/192-consumo-per-capita-de-pescado-en-colombia-aumento-pero-el-rezago-del-pais-en-materia-pesquera-es-importante>
- Ayanda, I., Ekhaton, U., & Bello, O. (2019). Determination of selected heavy metal and analysis of proximate composition in some fish species from Ogun River, Southwestern Nigeria. *Heliyon*, e02512.
- Balderrama, A., Bisher, Y., Silva-Beltrán, N., Ayala, P., & Ortega, F. (2019). Estimating the health risk assessment of the consumption of *Oreochromis niloticus*, tap water, surface water and prey sediments, contaminated with heavy metals in communities close to a copper mine and to Adolfo Ruiz Cortines dam, in Sonora, Mexico. *Revista bio ciencias*.
- Behnam, K., Mina, H., Farid, M., Meisam, R. M., Siyavash, S., Ahmad, R., & Lahijanzadeh, A. (2018). Heavy metal contamination and health risk assessment in three commercial fish species in the Persian Gulf. *Rev Marine Pollution Bulletin*, 245-252.
- Beltrán, M., & Gómez, A. (2015). Heavy metals (Cd,Cr and Hg): impact on environment and possible biotechnological strategies for remediation. *Investigación, Innovación e ingeniería*, 82-112.
- Binhola, C. (s.f.). *FISHBASE*. Obtenido de Gudusia chapra: <https://www.fishbase.se/summary/Gudusia-chapra>
- Birungi, Z., Masola, B., Zaranyika, M. F., Naigaga, I., & Marshall, B. (2007). Active biomonitoring of trace heavy metals using fish (*Oreochromis niloticus*) as bioindicator species. The case of Nakivubo wetland along Lake Victoria. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 1350-1358.
- Bitton, G., & Dutka, G. (2019). *Toxicity testing using microorganisms II*. U.S: Taylor y Francis Group.
- Blanco, H., Solipá, J., & Olaya-Nieto, C. (2005). Crecimiento y mortalidad de la Yalúa (*Cyphocharax magdalenae* Steindachner, 1878) en el río Sinú, Colombia. *MVZ Còrdoba*, 555-563.
- Blasco, J., Chapman, P. M., Campana, O., & Hampel, M. (2016). *Marine Ecotoxicology: Current Knowledge and Future Issues*. London, United States: Elsevier.
- Bogard, J., Thilsted, S., Marks, G., Wahab, M., & Hossain, M. (2015). "Nutrient composition of important fish species in Bangladesh and potential contribution to recommended nutrient intakes. *Journal of Food Composition and Analysis*, 120–133. .
- Briffa, J., Sinagra, E., & Blundell, R. (2020). Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon*, e04691.

- Burger, J., & Campbell, K. R. (2004). Species differences in contaminants in fish on and adjacent to the Oak Ridge Reservation, Tennessee. *Environmental Research*, 145-155.
- Burgos-Núñez, S., Navarro-Frometa, A., Marrugo, J., & Enamorado, G. (2017). Polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals in the Cispatá Bay, Colombia: A marine tropical ecosystem. *Marine Pollution Bulletin*, 379-386.
- Cabrejo, C., Heredia, E., & Herrera, A. (2016). *Determinación de los niveles de concentración de metales pesados en la Cuenca Mashcón – Cajamarca en los meses de Setiembre y Diciembre*. Perú: Universidad de Lambeyque.
- Caceres, P., Tello, A., & Torres, G. (2010). Uso de biomarcadores genotoxicos e histopatológicos para evaluar el efecto de los metales en la tilapia (*Oreochromis niloticus*) presentes en la Laguna de Sonso, Valle del Cauca. *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas*, 109-121.
- Cadavid, E., Pérez, N., & Marrugo, J. (2019). *Metales pesados en macromicetos del manglar de la bahía Cispatá, Córdoba, Colombia*. Córdoba. : Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica.
- Campo, N., & Simanca, K. (2019). *Evaluación de las concentraciones de Cadmio, Plomo, Zinc y Cromo en especies icéticas del departamento de LA GUAJIRA, Colombia y riesgo de exposición en humanos*. Barranquilla: Corporación Universitaria de la Costa (CUC).
- Caraballo, P. (1989). Evaluación biológica pesquera y económica del embalse del Guájaro entre febrero y diciembre de 1988. *Recursos hidrobiológicos*.
- Caraballo, P. (2009). Efecto de la tilapia *Oreochromis niloticus* sobre la producción pesquera del embalse del Guájaro, Atlántico. *Revista MVZ, Córdoba*, 1796-1802.
- Caraballo, P. (2009). Efecto de Tilapia (*Oreochromis niloticus*) sobre la producción pesquera del embalse. *Revista MVZ Córdoba*, 1796-1802.
- Cardoso, A. F., Udoh, K., & States, J. (2020). Arsenic-induced changes in miRNA expression in cancer and other diseases. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 306.
- Castañé, P. M., Topalián, M. L., Cordero, R. R., & Salibián, A. (2003). Influencia de la especiación de los metales pesados en medio acuático como determinante de su toxicidad. . *Revista de Toxicología*.
- Caviedes, D., Muñoz, R., Gualtero, A., Rodríguez, D., & Sandoval, I. (2015). *Tratamiento para la remoción de metales pesados comúnmente presente en aguas residuales industriales*. Colombia : Revista Ingeniería y Región .

- Cedeño, M. (2016). *Determinación de cadmio y plomo en muestras de hígado y tejido muscular en cinco especies de peces marinos comerciales*. Ecuador: Universidad de Guayaquil.
- Chávez, C. (2011). *Detección de metales pesados en agua*. Puebla, México: INAOE.
- Chen, C., Shih, T., Chang, H., Yu, H., Cheu, S., Wu, C., & Chou, T. (2008). The total body burden of chromium associated with skin disease and smoking among cement workers. *Science of Total Environment*, 76-81.
- Chen, Y., Hu, W., Huang, B., Weindorf, D., Rajan, N., Liu, X., & Niedermann, S. (2013). Accumulation and health risk of heavy metals in vegetables from harmless and organic vegetable production systems of China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*.
- Chun-Chieh, T., Chia-Lin, W., Chew-Teng, K., Ie-Bin, L., Chin-Hua, C., Teng-Hsiang, C., . . . Ping-Fang, C. (2017). Prospective associations between environmental heavy metal exposure and renal outcomes in adults with chronic kidney disease. *Changhua Christian Hospital*.
- Colorado, M., Rivera, D., Rojas, E., & Martínez, J. (2018). Repoblamiento de peces en el río Ranchería y transferencia tecnológica en el cultivo del pez nativo bocachico (*Prochilodus reticulatus*), a comunidades campesinas asentadas en la zona ribereña del río Ranchería en el departamento de La Guajira, Colombia. *Revista Siembra CBA*.
- Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL). (2012). *Valoración de daños y pérdidas. Ola invernal en Colombia, 2010-2011*. Bogotá: Misión BID-CEPAL.
- Comité mixto de expertos en aditivos alimentarios y contaminantes en alimentos - JECFA. (2003). *Nuevos límites de ingesta alimentaria de mercurio*. Obtenido de www.fao.org/spanish/news/room/news/2003/19783-es.html
- Commission Regulation (EU). (2014). *Amending Regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels of cadmium in foodstuffs*. No 488/2014 of 12 May 2014.
- Contreras Pérez, J. M. (2004). Determinación de metales pesados en aguas y sedimentos del Río Haina. *Ciencia y Sociedad*, 38-71.
- Corporación Autónoma Regional del Atlántico. (2007). *Documentación del estado de las cuencas hidrográficas en el departamento del Atlántico*. Barranquilla : Gobernación del Atlántico.
- Corporación Autónoma Regional del Atlántico. (2014). *Diagnóstico inicial para el ordenamiento del embalse del Guajá y ciénaga de Luruaco*. Barranquilla: Gobernación del Atlántico.
- Covarrubias, S., & Peña, J. J. (2017). Contaminación ambiental por metales pesados en México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 7-21.

- Covarrubias, S., García, J., & Peña, J. (2015). El papel de los microorganismos en la biorremediación de suelos contaminados con metales pesados. *Acta Universitaria*, 40-45.
- CRA. (2014). *DIAGNÓSTICO INICIAL PARA EL ORDENAMIENTO DEL EMBALSE DEL GUÁJARO Y LA CIÉNAGA DE LURUACO*.
- Cueva, E., Lucero, J., Guzmán, A., Rocha, J., & Espinoza, L. (2018). Revisión del estado del arte de baterías para aplicaciones automotrices. *Enfoque UTE*, 166-176.
- Custodio, F., Andrade, A., Guidi, L. R., Leal, C. A., & Gloria, M. A. (2020). Total mercury in commercial fishes and estimation of Brazilian dietary exposure to methylmercury. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*.
- DANE. (2011). *Necesidades Básicas Insatisfechas – NBI, por total, cabecera y resto, según municipio y nacional a 31 de Diciembre de 2011*.
- De la Cruz, V., Martínez, B., Cuevas, L., Baltazar, E., Medina, M., García, A., . . . Shamah, L. T. (2019). *Anemia, deficiencias de zinc y hierro, consumo de suplementos y morbilidad en niños mexicanos de 1 a 4 años: resultados de la Ensanut 100k*. Cuernavaca, México. : Salud Pública.
- Del Gaiso, F. (2014). *Contaminación por plomo en niños de las villas de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires*. Buenos Aires: Defensoría del pueblo de Buenos Aires.
- Díaz, J. A. (2001). *Bioacumulación de metales pesados en macromicetos comestibles. repercusiones toxicológicas y estudios de biorrecuperación (Tesis Doctoral)*. Universidad de Santiago de Compostela.
- Díaz, O., Recabarren, E., Ward, J., & Villalobos, J. (2019). Metales pesados: aspectos ecológicos y tecnológico-alimentarios. *Contribuciones científicas y tecnológicas. Universidad de Santiago de Chile*, 5-10.
- Duan, W., Xu, C., Liu, Q., Xu, J., Weng, Z., Zhang, X., . . . Dahal, M. (2020). Levels of a mixture of heavy metals in blood and urine and all-cause, cardiovascular disease and cancer mortality: A population-based cohort study. *Environmental Pollution*, 114630.
- Dural, M., Ziya, M., & Özak, A. (2007). Investigation of heavy metal levels in economically important fish species captured from the Tuzla lagoon. *Food Chemistry*, 415-421.
- El-Moselhy, M., Othman, A., El-Azem, H., & El-Metwally, M. (2014). Bioaccumulation of heavy metals in some tissues of fish in the Red Sea, Egypt. *Egyptian journal of basic and applied sciences*, 97-105.
- Español, S. (2012). Contaminación con mercurio por la actividad minera. *Biomedica*, 1-3.

- Espinoza, A., & Vallejo, R. (2019). *Absorción y bioacumulación de metales pesados de tres especies vegetales introducidas en la Amazonía ecuatoriana en Relaves Minero*. Riobamba-Ecuador: Escuela Superior Politecnica Chimborazo.
- European Food Safety Authority (EFSA). (2014). *Scientific opinion on dietary reference values for zinc*. EFSA Journal .
- Ezemonye, . I., Adebayo, P. O., Enuneku, A. A., Tongo, I., & Ogbomida, E. (2019). Potential health risk consequences of heavy metal concentrations in surface water, shrimp (*Macrobrachium macrobrachion*) and fish (*Brycinus longipinnis*) from Benin River, Nigeria. *Toxicology Reports*, 6, 1-9.
- FAO / OMS. (2006). *Food and Agriculture Organization/World Health Organization. Codex Committee on Food Additives and Contaminants*. FAO Fish. Circ.
- FAO. (2020). *El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2020*. Obtenido de <http://www.fao.org/3/ca9229es/ca9229es.pdf>
- FAO/WHO. (2007). *Evaluation of certain food additives and contaminants. Sixty-seventh report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives*. WHO Technical Report.
- Fath, B. D. (2019). *Encyclopedia of Ecology*. Maryland, United States : Elsevier .
- Food and agriculture organization of the United Nations. (2020). *Solea Solea*. Obtenido de <http://www.fao.org/fishery/species/3367/en>
- Fuentes, F. (2014). *Determinación de metales pesados (Cu, Zn, Cr, Ni, Pb, Cd y Hg) en especies ícticas de la ciénaga de mallorquín y riesgo potencial para la salud humana*. Barranquilla: Universidad del Atlántico.
- Fuentes, F., Pinedo, J., & Marrugo, J. (2018). Heavy metals in fish species from the Mallorquín swamp, Colombia. *Espacio*, 19-31.
- Fuentes, F., Pinedo, J., Marrugo, J., Díez, S., & Herrera, C. (2018). Assessment of human health risk associated with methylmercury in the imported fish marketed in the Caribbean. *Environ Geochem Health*, 229-242.
- García Calvo, E. (2019). *Nuevas aproximaciones basadas en técnicas ómicas para la evaluación de los mecanismos de toxicidad de contaminantes alimentarios y ambientales*. Universidad Complutense de Madrid.
- Gobernación del Atlántico. (2011). *Informe sobre manejo agrícola y conservación de suelos: Diagnóstico sobre agua*. G2C Ingenieree.

- Gobernación del Atlántico. (2016). *Sur del Atlántico: una nueva oportunidad*.
- Gómez, H. (2017). Algunos aspectos biológicos y pesqueros de *Caquetaia kraussi* en la cuenca media y baja del río Atrato, Chocó. *Revista biodiversidad neotropical*, 14-21.
- Gómez, L., Gómez, N., Zapata, J., López, G., Silla, A., & Alegría, A. (2020). Optimization of the red tilapia *Oreochromis* spp. viscera hydrolysis for obtaining iron binding peptides a evaluation of in vitro iron bioavailability . *Foods*.
- Gracia, L., Marrugo, J., & Alvis, E. (2010). Contaminación por mercurio en humanos y peces en el municipio de Ayapel, Córdoba, Colombia,. *Revista Facultad Nacional de Salud Pública*, 118-124.
- Granitzer, S., Forsthuber, M., Widhalm, R., Ellinger, I., Zeisler, H., Salzer, H., & Fossleitner, P. (2019). The kinetics of mercury in the human placenta: Relationship between genotype and phenotype in healthy and diseased placentas. *Placenta*, 113.
- Grigorakis, S., Mason, S., & Drouillard, K. (2017). Determination of the gut retention of plastic microbeads and microfibers in goldfish (*Carassius auratus*). *Chemosphere*.
- Gupta, A., Rai, D., Pandey, R., & Sharma, B. (2009). Analysis of some heavy metals in the riverine water, sediments and fish from river Ganges at Allahabad. *Environ. Monit. Assess.*, 449-458.
- Gupta, D., & Sandalio, L. (2012). *Metal toxicity in plants: perceptions, signaling and remediation*. Londong-New York: Springer.
- Güven, O., Gokda, K., Jovanovic, B., & Kıdeys, A. (2017). Microplastic litter composition of the Turkish territorial waters of the Mediterranean Sea, and its occurrence in the gastrointestinal tract of fish. *Environmental Pollution*.
- Guzmán-Beltrán, L., Santana, D., & Verdugo, H. (2013). Descripción anatómica e histológica del tracto digestivo *Nicuro Pimelodus blochii* (Valenciennes, 1840). *Orinoquia*, 102-110.
- Hsin-Chieh, A., Rotimi, A. S., & Chang, Y. (2017). Antihypertensive properties of tilapia (*Oreochromis* spp) frame and skin enzymatic protein hydrolyzates . *Food and nutrition research* .
- Huang, Z., Liu, C., Zhao, X., Dong, J., & Zheng, B. (2020). Risk assessment of heavy metals in the surface sediment at the drinking water source of the Xiangjiang River in South China. *Environ Sci Eur*.
- Icontec. (2010) Guía técnica colombiana. Guía para la identificación de los Peligros y la valoración de los riesgos en seguridad y salud ocupacional.

- Idolor, J. J., & Edema, C. U. (2018). Evaluaciones de riesgos para la salud humana de la contaminación por metales pesados a través del consumo de *Periophthalmus Papilio*, *Eleotris Senegalensis*, *Hannoichthys Africana* y *Hoplobatrachus Occipitalis* del río Benin, Koko, Nigeria. *Asian Journal of Microbiology, Biotechnology and Environmental Sciences*, 20, 701-707.
- INVEMAR. (2001). *Informe sobre el estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia*. Santa Marta : Serie de documentos generales 3.
- Ishak, A. R., Zuhdi, M. M., & Aziz, M. (2020). Determination of lead and cadmium in tilapia fish (*Oreochromis niloticus*) from selected areas in Kuala Lumpur. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 221-225.
- Jaime Rivera, M., & Hernandez, P. (2018). *Bioacumulación y transferencia de metales y contaminantes emergentes a través de cadenas tróficas marinas*. Ciudad de México : SAMSARA.
- Järup, L. (2003). Hazards of heavy metal contamination. *British Medical Bulletin*, 167-182.
- Kadar I., K. J. (2001). Experimental study of Cd. Hg. Mo. Pb and Semovement in soil-plant-animal systems. 185-90.
- Katner, A., Sun, M. H., & Suffet, M. (2010). An evaluation of mercury levels in Louisiana fish: Trends and public health issues. *Science of the Total Environment*, 5707-5714.
- Kehrig, H. A., Baptista, G., Di Benedetto, A. P., Almeida, M. G., Rezende, C. E., Siciliano, S., . . . Moreira, I. (2017). Biomagnificación de mercurio en la cadena trófica del Delfín Moteado del Atlántico usando el isótopo estable de nitrógeno como marcador ecológico. *Revista de biología marina y oceanografía*, 233-244.
- Korkmaz, C., Ay, O., Ersoysal, Y., Koroglu, M., & Erdem, C. (2019). Heavy metal levels in muscle tissues of some fish species caught from northeast Mediterranean: Evaluation of their effects on human health. *Journal of Food Composition and Analysis*, 1-9.
- Korkmaz, C., Ersoysal, Y., Koroglu, M., & Erdem, C. (2019). Heavy metal levels in muscle tissues of some fish species caught from northeast Mediterranean: Evaluation of their effects on human health. *Journal of Food Composition and Analysis*, 1-9.
- Krause, F., & Seliger, G. (1997). *Life cycle Networks*. Berlin, Germany: Springer science.
- Kwon, S., McIntyre, P., Flecker, A. S., & Campbell, L. M. (2012). Mercury biomagnification in the food web of a neotropical stream. *Science of the Total Environment*, 92-97.

- Lago, M. (2018). *Biodisponibilidad de metales pesados en suelos contaminados*. Vigo, España : Universidad de Vigo .
- Lakra, K., Lal, B., & Banerjee, T. (2019). Coal mine effluent-led bioaccumulation of heavy metals and histopathological changes in some tissues of the catfish *Clarias batrachus*. . *Environ Monit Assess*.
- Lauring, J., Ishizu, T., Kulitkova, H., Dorflinger, F., Haughbol, S., & H. Leder, R. K. (2019). Why would Parkinson's disease lead to sudden changes in creativity, motivation, or style with visual art?: A review of case evidence and new neurobiological, contextual, and genetic hypotheses. *Neuroscience and Biobehavioral Reviews*, 129-165.
- Leyssens, L., Vinck, B., Van Der Straten, C., Wuyts, F., & Maes, L. (2017). Cobalt toxicity in humans. A review of the potential sources and systemic health effects. *Toxicology, Elsevier* , 43-56.
- Liu, C., Huang, P., Wu, C., Sung, F., & Su, T. (2020). Association between urine lead levels and cardiovascular disease risk factors, carotid intima-media thickness and metabolic syndrome in adolescents and young adults . *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 248-255.
- LONDOÑO-FRANCO, L. F., LONDOÑO-MUÑOZ, P. T., & MUÑOZ-GARCÍA, F. G. (2016). Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. *Biotecnología en el sector agropecuario y agroindustrial*, 145-153.
- López, B. R., & Cruz, L. (2011). *Elaboración de un probiótico a base de microorganismos nativos y evaluación de su efecto benéfico al proceso digestivo de la tilapia roja (Oreochromis spp.) en etapa de engorde en la zona de Santo Domingo* . Santo Domingo: ESPE-IASA II/2011.
- López, D., Castillo, C., & Diazgranados, D. (2011). El zinc en la salud humana. *Revista Chilena de nutrición*, 234-239.
- Lorenzo, H., Torres, A., Barba, E., Ilizaliturri, C. A., Martínez, R. I., Morales, J. J., & Sánchez, I. (2016). Estimación de riesgo de exposición a metales pesados por consumo de plecos (*Pterygoplichthys* spp.) en infantes de comunidades ribereñas de los ríos Grijalva y Usumacinta. México. *Revista internacional de contaminación ambiental*.
- Lucho, C., Álvarez, M., Beltrán, R., Prieto, F., & Poggi, H. (2005). A multivariate analysis of the accumulation and fractionation of major and trace elements in agricultural soils in Hidalgo State, Mexico irrigated with raw wastewater. . *Environmental International*.

- Machado, L., Ospina, J., Henao, N., & Marín, F. (2010). Problemática ambiental ocasionada por el mercurio proveniente de la minería aurífera tradicional. en el corregimiento de Providencia, Antioquia.
- Mahboob, S., Al-Ghanim, K., Al-Balawi, H., Al-Misned, F., & Ahmed, Z. (2020). Toxicological effects of heavy metals on histological alterations in various organs in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) from freshwater reservoir. *Journal of King Saud University – Science*, 970-973.
- Maldonado Ocampo, J., Ortega Lara, A., Usma Oviedo, J., & Galvis Vergara, G. (2005). *Peces de los Andes de Colombia*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos (Alexander von Humboldt).
- Maldonado, E., López, U., Salinas, R., González, N., Cuenca, C., Jiménez, R., & Hernández, J. (2015). Contenido de metales pesados en músculo de pez diablo *Pterygoplichthys pardalis*. *Rev. Iberoam. Ciencias.*, 2(1). 1-7.
- Mancera-Rodriguez, N., & Alvarez-Leòn, R. (2006). Estado del conocimiento de las concentraciones de mercurio y otros metales pesados en peces dulceacuícolas de Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 3-23.
- Marrugo Negrete, J., & Vargas Licon, S. (2019). MERCURIO, METILMERCURIO Y OTROS METALES PESADOS EN PECES DE COLOMBIA: RIESGO POR INGESTA. . *Acta biol.Colomb*, 24(2), 232-242.
- Marrugo, J., Lans, E., & Benitez. (2007). Hallazgo de mercurio en peces de la cienaga de Ayapel, Còrdoba, Colombia. *MVZ Còrdoba*, 878-886.
- Marrugo, J., Navarro, A., & Ruiz, J. (2015). Total mercury concentrations in fish from Urrá reservoir (Sinú river, Colombia). Six years of monitoring. *MVZ Còrdoba*, 4754-4765.
- Martinez, F., Deantonio, L., Araujo, G., Rojas, E., Gómez-Latorre, D., Alzate, D., . . . Boshell-Villamarin, J. (2016). Agroclimatic zoning methodology for agricultural production systems in dry Caribbean region of Colombia. *Agronomía Colombiana*, 374-384.
- Martynenko, T., & Vershinina, I. (2018). Digital economy: The possibility of sustainable development and overcoming social and environmental inequality in Russia. *Revista Espacios*.
- Meche, A., Martins, M. C., Lofrano, B., Hardaway, C., Merchant, M., & Verdade, L. (2010). Determination of heavy metals by inductively coupled plasma-optical emission spectrometry in fish from the Piracicaba River in Southern Brazil. *Microchemical Journal*, 171-174.

- Milenkovic, B., Stajic, J., Stojic, N., Pucarevic, M., & Strbac, S. (2019). Evaluation of heavy metals and radionuclides in fish and seafood products. *Chemosphere*, 324-331.
- Ministerio de agricultura. (2019). *Estrategia de Política para el Sector de Pesca y Acuicultura*.
Obtenido de
<https://sioc.minagricultura.gov.co/Documentos/6.%20Documento%20de%20Politica%20pesca%20y%20acuicultura%20Abril8de2019%2031%20Jul%202019.pdf>
- Ministerio de agricultura, alimentación y medio ambiente de españa. (2016). *Intercambio comercial de producto pesquero España-Egipto*. España.
- Ministerio de Medio Ambiente Chile. (2018). *Guía de calidad del aire y educación ambiental*. Chile .
- Ministerio de Salud y protección social. (2015). *Mercurio en peces de agua continentales de Colombia*. Bogotá: Instituto Nacional de Salud.
- Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. MAFF. (2000). *Monitoring and surveillance of non-radioactive contaminants in the aquatic environment and activities regulating the disposal of wastes at sea*. Reino Unido : Center for Environment, Fisheries and Aquaculture Science.
- Ministry of Fisheries and Livestock [MOFL]. (2014). Bangladesh Gazette. : SRO no. 233/Ayen.
- Mol, S., Karakulak, F. S., & Ulusoy, S. (2017). Assessment of potential health risks of heavy metals to the general public in Turkey via consumption of red mullet, whiting, turbot from the southwest black sea. *Revista Turca de Pesca y Ciencias Acuáticas*, 17(6), 1135-1143.
- Morales, J., & Garcia Alzate, C. A. (2018). Ecología trófica y rasgos ecomorfológicos del pez *Triportheus magdalenae* (Characiformes: Triportheidae) en el embalse El Guájaro, río Magdalena, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 1208-1222.
- Morales-Betancourt, M., & Lasso, C. A. (2011). *Catálogo de los Recursos Pesqueros Continentales de Colombia*. Bogotá, D. C., Colombia.: Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros continentales de Colombia.
- Naji, A., Khan, F. R., & Hashemi, S. H. (2016). Potential human health risk assessment of trace metals via the consumption of marine fish in Persian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*, 667-672.
- Navarrete-Forero, G., Morales Baren, L., Domínguez-Granda, L., Pontón Cevallos, J., & Marín Jarrín, JR. (2018). Heavy metals contamination in the gulf of Guayaquil: even limited data reflects environmental impacts from anthropogenic activity. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 35(3), 731-755.

- Neff, J. (2002). *Bioaccumulation in Marine Organisms: Effect of contaminants from oil well produced water*. Massachusetts, USA: Elsevier.
- Netzahuatl, A., Cristiani, M., & Cristiani, E. (2008). Reducció de Cromo (VI) y biosorció de cromo por la cascara de la semilla de mamey. *Revista Cubana de Química*, 3-9.
- Neves, D., Sobral, P., Ferreira, J., & Pereira, T. (2015). Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 101, Issue 1, 15 December 2015.
- Nickens, K., Patierno, S., & Ceryak, S. (2010). Chromium genotoxicity: a double-edged sword. *Chem. Biol. Interact.* .
- Nieves, Y., Parra, N., & Villanueva, S. (2019). Biorremediación: Enemigo del Cadmio. *Ingeniería UC*, 96-104.
- Nimah, B., Jafari, M., & Reza, A. (2019). Heavy metals concentration and target hazard quotients assessments through the consumption of fish muscle ctenopharyngodon Idella (Cyprinidae) from market in Ahvaz province, Irán. *Emeral* .
- Noreña-Ramirez, D., Murillo-Perea, E., Guio-Duque, J., & Mendez-Arteaga, J. (2012). Heavy metals (Cd, Pb and Ni) in fish species commercially important from Magdalena river, Tolima tract, Colombia. *Tumbaga*, 61-76.
- Norma Técnica Colombiana NTC 1443. Tercera actualización. (2009). Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación (ICONTEC).
- Organización de las Naciones Unidas para el Desarrollo Industrial-ONUDI. (13 de 10 de 2014). *Francia en naciones unidas*. Obtenido de <https://www.diplomatie.gouv.fr/es/politica-exterior/francia-en-naciones-unidas/organizaciones-economicas-y/instituciones-de-las-naciones/article/organizacion-de-las-naciones#:~:text=El%20objetivo%20principal%20de%20la,as%C3%AD%20como%20a%20nivel%20sectori>
- Organización Mundial de la Salud [OMS]. (2018). *Intoxicación por Plomo y salud*. Obtenido de <http://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/lead-poisoning-and-health>
- Ortega, A., & Peña, A. (2020). *Evaluación del riesgo a la salud humana asociado al consumo de peces contaminados por metales pesados en el embalse el Guájaro, Atlántico-Colombia*. Barranquilla: Universidad de la Costa.

- Ortega, C., Mancera, G., Enriquez, R., Vargas, A., Martinez, S., Fajardo, R., . . . Romeoro, A. (2016). First identification of *Francisella noatunensis* subsp. *orientalis* causing mortality in Mexican tilapia *Oreochromis* spp. *Diseases of aquatic organisms* , 205-215.
- Ortega, S., & Sánchez, D. (2020). *Evaluación de la capacidad de remoción de cromo de Eichhornia crassipes Y Azolla sp. con miras a su aplicación como tratamiento complementario de aguas residuales de la industria galvanotécnica*. Bogotá: Universidad de la Salle.
- Otter, R., Bailey, F. C., Fortner, A. M., & Adams, S. M. (2012). Trophic status and metal bioaccumulation differences in multiple fish species exposed to coal ash-associated metals. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 30-36.
- Ovayolu, A., Ovayolu, G., Karaman, E., Yuce, T., Ozek, M. A., & Turksoy, V. A. (2019). Amniotic fluid levels of selected trace elements and heavy metals in pregnancies complicated with neural tube defects. *Congenital Anomalies*.
- Oyaga, R. (2013). Realidades ambientales de los cuerpos de agua del departamento del Atlántico. . *INGENIARE*, 43-62 .
- Palacios, Y., Rosa, J. D., & Verbel, J. O. (2020). Trace elements in sediments and fish from Atrato River: an ecosystem with legal rights impacted by gold mining at the Colombian Pacific. *Environmental Pollution*.
- Pandilha, D., Santos, C., De Souza Silva, R., & Oba, E. (2015). Contaminação por metais pesados em peixes e água da bacia do rio Cassiporé, Estado do Amapá, Brasil. *Acta Amazonica*, 405-414.
- Pérez, B. (2019). *Concentración de plomo, cadmio y zinc en musculo de alpaca (Vicugna Pacos) beneficiados en el camal de Huancavelica*. Universidad Nacional del centro de Perú. .
- Pérez, R., Assiego, M., & Franco, F. (2017). Adsorción de metales pesados en aguas de consumo mediante a arcillas naturales y modificadas artificialmente. *Dialnet*, 125-135.
- Pernia, B., Mero, M., & Cornejo, X. (2018). Determinación de cadmio y plomo en agua, sedimento y organismos bioindicadores del Estero Salado, Ecuador. *Enfoque UTE*, 89-105.
- Pradip, M., Kumar, K., Kumar, K., Kumar, S., & Kamyab, H. (2020). Bioaccumulation and potential sources of heavy metal contamination in fish species in River Ganga basin: Possible human health risks evaluation. *Rev Toxicology report*, 472-4782.
- Rainer, F. (18 de Octubre de 2013). *FISHBASE*. Obtenido de *Merlangius merlangus*: <https://www.fishbase.se/summary/Merlangius-merlangus.html>

- Rainieri, S., Conlledo, N., Bodil, K., Granby, K., & Barranco, A. (2017). Combined effects of microplastics and chemical contaminants on the organ toxicity of zebrafish (*Danio rerio*). *Environmental Research.*, 135-143.
- Ravanbakhsh, M., Zare Javid, A., Hadi, M., & Haghighi Fard, N. J. (2020). Heavy metals risk assessment in fish species (*Johnius Belangerii* (C) and *Cynoglossus Arel*) in Musa Estuary, Persian Gulf. *Environmental Research*, 109560.
- Resolución 122 (Ministerio de salud y protección social 26 de Enero de 2012).
- Rey, C., & Riveros, M. A. (2019). *Evaluación del impacto ambiental y económico generado por el aprovechamiento de llantas usadas en el desarrollo vial de nivel local en la ciudad de Bogotá D.C.* Universidad de Manizales.
- Rodríguez, D. (2017). Intoxicación ocupacional por metales pesados. *MEDISAN*, 3372-3385.
- Rueda, R., Acero, A., Campos, N., & Marrugo, J. L. (2020). Determinación del rol del tiburón cazón antillano *Rhizoprionodon porosus* (Carcharhinidae) en el flujo de metilmercurio en las redes tróficas del Caribe colombiano. *Revista Academia colombiana de ciencias exactas, física y naturales*, 169-181.
- Saenz, I. (2017). *Bioensayos con Cucumis sativus para el estudio de la toxicidad de suelos contaminados con metales.* Universidad del País Vasco .
- Salamanca, A., Bentez, J., & Crosby, R. (2017). *Variación morfométrica de la tilapia roja (Oreocromis sp) cultivada en estanques con aguas subterráneas en Arauca. Colombia.*
- Sanjuanelo Garcia, E. (2011). *INFORME TECNICO DE LAS ACTIVIDADES DE PRÁCTICA PROFESIONAL ADICIONAL EN LA GOBERNACIÓN DEL ATLÁNTICO, DURANTE AGOSTO 2010 Y MARZO 2011.* Santa Marta: Universidad del Magdalena.
- Satarug, S., Garrett, S. H., Sens, M. A., & Sens, D. (2010). Cadmium: Environmental Exposure. *Environmental Health Perspectives* , 182-190.
- Satheeshkumar, P., & Kumar, D. (2011). Identification of heavy metals contamination by multivariate statistical analysis methods in Pondicherry mangroves, India. *J. Environ. Earth Sci*, 30-48.
- Sharma, S. (2015). *Heavy Metals In Water: Presence, Removal and Safety* (Primera edición ed.). Jaipur: Royal Society of Chemistry.
- Shin, H., Mochet, C., Young, T., & Bennett, D. (2019). Measured concentrations of consumer product chemicals in California house dust: Implications for sources, exposure, and toxicity potential. *International Journal of Indoor environment and health*, 1-16.

- Siegel, F. (2002). *Environmental Geochemistry of Potentially Toxic Metals*. Washington, D.C. USA: Springer.
- Silva, S. F., & Lima, M. O. (2020). Mercury in fish marketed in the Amazon Triple Frontier and Health Risk Assessment. *Chemosphere*.
- Singh, A., Sharma, R., Agrawal, M., & Marshall, F. (2010). Risk assessment of heavy metal toxicity through contaminated vegetables from waste water irrigated area of Varanasi, India. *Tropical Ecology*.
- Sistema de Información de Precios y Mercados para la Producción Acuícola y Pesquera. (2012). *Pacora (Plagioscion magdaleneae) en el Magdalena*. Bogotá: Corporación Colombia Internacional.
- Solano-Peña, D., Segura-Guevara, F., & Olaya-Nieto, C. (2013). Crecimiento y reproducción de la mojarra amarilla (*Caquetaia kraussii* Steindachner, 1878) en el embalse de Urrá, Colombia. *MVZ Córdoba*, 3525-3533.
- Song, D., Zhuang, D., Jiang, D., Fu, J., & Wang, Q. (2015). Integrated health risk assessment of heavy metals in Suxian County. South China. *International journal of environmental research and public health*. .
- Stassen, M., Preeker, N. L., Ragas, M. J., Ven, M. V., Smolders, A., & Roeleveld, N. (2012). Metal exposure and reproductive disorders in indigenous communities living along the Pilcomayo River, Bolivia. *Science of the Total Environment*, 26-34.
- Steckling, N., Tobollik, M., Plass, D., Hornberg, C., Ericson, B., & Fuller, R. (2017). Global Burden of Disease of Mercury Used in Artisanal Small-Scale Gold Mining. *Annals of global health*, 234-247.
- Storelli, A., Barone, G., Dambrosio, A., Garofalo, R., Busco, A., & Storelli, M. M. (2020). Occurrence of trace metals in fish from South Italy: Assessment risk to consumer's health. *Journal of Food Composition and Analysis*.
- Suami, R. B., Sivalingam, P., D, K. C., Otamonga, J. P., K, M. C., Mpiana, P. T., & Poté, J. (2018). Concentration of heavy metals in edible fishes from Atlantic Coast of Muanda. Democratic Republic of the Congo. *Journal of Food Composition and Analysis*, 73. 1-9.
- Tayebi, L., & Sobhanardakani, S. (2020). Analysis of Heavy Metal Contents and Non-carcinogenic Health Risk Assessment through Consumption of Tilapia Fish (*Oreochromis niloticus*). *Pollution*, 59-67.

- Tirado, A., Gonzáles, F., Martínez, L., Wilches, L., & Celedón, J. (2015). Niveles de metales pesados en muestras biológicas y su importancia en salud. *Revista Nacional de Odontología* , 21.
- Tobías-Arias, A., Olaya-Nieto, C., & Segura-Guevara, F. (2006). Ecología trófica de la doncella (*Ageneiosus pardalis* Lutken, 1874) en la cuenca del río Sinú, Colombia. *MVZ Córdoba*, 37-46.
- Tokar, E., Boyd, W., Freedman, J., & Waalkes, M. (2015). Toxic effects of metals. *Casarett and Doull's Toxicology*., McGraw-Hill. p. 933-80.
- Torres, F., Torregrosa, A., Martínez, E., Castañeda, D., & González, L. (2018). *Contamination Level and Spatial Distribution of Heavy Metals in Water and Sediments of El Guájaró Reservoir, Colombia*. Barranquilla: Springer Nature.
- Torres, Y. P., Caballero-Gallardo, K., & Olivero-Verbel, J. (2018). Mercury pollution by gold mining in a global biodiversity hotspot, the Choco biogeographic region, Colombia. *Chemosphere*, 421-430.
- UNEP . (2006). *Caribbean Sea/Colombia and Venezuela, Caribbean Sea/ Central America and Mexico, GIWA Regional assessment 3b, 3c*. University of Kalmar, Kalmar.
- UNEP. (2008). *Guidance for identifying populations at risk from mercury exposure*. Geneva, Switzerland: WHO .
- Union Europea (UE). (Febrero de 2017). *Metales pesados*. Recuperado el 18 de Abril de 2020, de UNION EUROPEA. CONTENIDOS MAXIMOS EN METALES PESADOS EN PRODUCTOS: <http://plaguicidas.comercio.es/MetalPesa.pdf>
- United States Environmental protection Agency [USEPA]. (2016). *Environmental Protection Agency. integrated risk information system. CRC*. Obtenido de <http://www.epa.gov/iris/>.
- United States Environmental protection Agency. [USEPA]. (1986). *Guidelines for the health risk assessment of chemical mixtures*. Washington. D.C.. 321p.: Office of Research and Development. .
- Unuofin, J. (2020). Garbage in garbage out: the contribution of our industrial advancement to wastewater degeneration. *Environmental Science and Pollution Research*, 22319–22335.
- Valdelamar-Villegas, J. (2018). Apuntes sobre la importancia ecológica, ambiental y social de la areña *Tryportheus magdalenae* (Steindachner, 1878). Un ejemplo de endemismo invisibilizado. *Intropica*, 152-165.
- Valko, M., Rhodes, C., Moncol, J., Izakovic, M. M., & Mazur, M. (2006). *Free radicals. metals and antioxidants in oxidative stress-induced cancer*. Chemico-biological interactions.

- Vargas, S. P., & Marrugo, J. L. (2019). Mercury, Methylmercury and other Heavy Metals in Fish in Colombia: Risk From Ingestion. *Acta biol.Colomb*, 232-242.
- Vega, F., Cortés, M., Zuñiga, L., Jaime, B., Galindo, J., Basto, J., & Nolarco, H. (2010). Cultivo de tilapia (*Oreochromis niloticus*) a pequeña escala ¿alternativa alimentaria para familias rurales y periurbanas de México. *Revista electrónica de Veterinaria*.
- Vendel, A., Bessa, F., Alves, V., A, A., P. J., & Palma, A. (2017). Widespread microplastic ingestion by fish assemblages in tropical estuaries subjected to anthropogenic pressures. *Marine Pollution Bulletin*.
- Villalba Kong, G. (2019). *Niveles de mercurio asociado a riesgo cardiovascular en pobladores del Distrito de Taraco, Puno*. Universidad Nacional del Altiplano.
- Wang, J., Shan, Q., Liang, X., Guan, F., Zhang, Z., Huang, H., & Fang, H. (2020). Levels and human health risk assessments of heavy metals in fish tissue obtained from the agricultural heritage rice-fish-farming system in China. *Journal of Hazardous Materials*.
- Weber, P., Behr, E., Knorr, C. D., Verducolo, D. S., Flores, E. M., Dressler, V. L., & Baldisserotto, B. (2013). Metals in the water, sediment, and tissues of two fish species from different trophic levels in a subtropical Brazilian river. *Microchemical Journal*, 61-66.
- Wu, S., Liu, H., Zhao, H., Wang, X., Chen, J., Xia, D., & Xiao, C. (2020). Environmental lead exposure aggravates the progression of Alzheimer's disease in mice by targeting on blood brain barrier. *Toxicology Letters*, 138-147.
- Xie, Q., Qian, L., Liu, S., Zhang, Y., & Wang, D. (2020). Assessment of long-term effects from cage culture practices on heavy metal accumulation in sediment and fish. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 110-117.
- Xiong, X., Ruiping, D., Dong, H., & Ying, H. (2020). Heavy metal accumulation and health risk assessment of crayfish collected from cultivated and uncultivated ponds in the Middle Reach of Yangtze River. *Science of The Total Environment*.
- Yan, A., Lo, K., Zheng, T., Yang, J., Na-Bai, Y., Feng, Y., & Cheng, N. (2020). Environmental heavy metals and cardiovascular diseases: Status and future direction. *Chronic Diseases and Translational Medicine*.
- Zaza, S., Balogh, K., Palmery, M., Pastorelli, A., & Stacchini, P. (2015). Human exposure in Italy to lead. Cadmiun and mercury through fish and seafood product consumption from Eastern Central Atlantic Fishing Area. . *Journal of food composition and Analysis*, 148-153.

- Zhang, N., Wei, C., & Yang, L. (2013). Occurrence of arsenic in two large shallow freshwater lakes in China and a comparison to other lakes around the world. *Microchemical Journal*, 169-177.
- Zhong, W., Zhang, Y., Wu, X., & Yang, R. (2018). Health risk assessment of heavy metals in freshwater fish in the central and eastern North China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 343-349.
- Zhou, R., Zhao, J., Li, D., Chen, Y., Xiao, Y., i Fan, A., . . . Wuang, L. (2020). Combined exposure of lead and cadmium leads to the aggravated neurotoxicity through regulating the expression of histone deacetylase 2. *chemosphere*.
- Zohra, B., & Habib, A. (2016). Assessment of heavy metal contamination levels and toxicity in sediments and fishes from the Mediterranean Sea (southern coast of Sfax, Tunisia). *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 13954-13963.
- Zubeldia, J., Baeza, L., Jáuregui, I., & Senent, C. (2017). *Libro de las enfermedades alérgicas BBVA*. Ed. fundación BBVA.

Anexos

Anexo A. Exposición. Riesgo potencial y tasa de consumo

A continuación, se muestran los cálculos realizados para determinar el nivel de exposición (E), el riesgo potencial (RP) y la tasa de consumo (Tc) de la población al consumir peces con contenido de metales (Pb, Zn y Cr) en el departamento de La Guajira.

Así, para el plomo, se utilizó los valores expuestos en las tablas 1, 4 y 6.

Remplazando los valores en (1), se obtuvo la exposición al Pb:

$$E = \frac{(0.04 \mu\text{g/g})(300 \text{ g/día})}{70 \text{ kg}}$$

$$E = 0.1714 \mu\text{g/ kg / día}$$

Haciendo uso de (2), se estimó el caso del riesgo potencial para el mismo metal:

$$RP = \frac{0.171 \mu\text{g/ kg / día}}{70 \mu\text{g/ kg / día}}$$

$$RP = 0.04$$

Finalmente, la tasa de consumo se halló reemplazando los valores en (3). Dichas formulas se aplicaron de manera consecutiva para los cálculos de todas las especies y metales.

$$Tc = \frac{(3.5 \mu\text{g/ kg / día}) * (70 \text{ kg})}{0.04 \mu\text{g/g}}$$

$$Tc = 6125 \text{ g/día}$$

Anexo B. Registro fotográfico



Figura 2. Doncella (*Ageneiosus caucanus*).
Autor: Ortega & Peña, 2020



Figura 3. Viejito (*Ciphocharax magdalenae*).
Autor: Ortega & Peña, 2020



Figura 3. Tilapia (*Oreochromis spp.*)
Autor: Ortega & Peña, 2020



Figura 4. Arenca (*Tryportheus magdalenae*)

Autor: Ortega & Peña, 2020



Figura 5. Mojarra negra (*Oreochromis niloticus*)

Autor: Ortega & Peña, 2020



Figura 6. Mojarra amarilla (*Caquetaia krausii*)

Autor: Ortega & Peña, 2020



Figura 7. Barbudo (*Pinelodus blochii*)

Autor: Ortega & Peña, 2020



Figura 8. Pacora (*Plagioscion magdalenae*)

Autor: Ortega & Peña, 2020